

Innovación y Suelos Sanos para el Desarrollo Sustentable

EDITORES |

Fernando Ayala-Niño |
Fernando López-Valdez |
Gabriela Medina-Pérez |
Nayelli Azucena Sigala-Aguilar |
Fabián Fernández-Luqueño |

ISBN: 978-607-9023-67-6

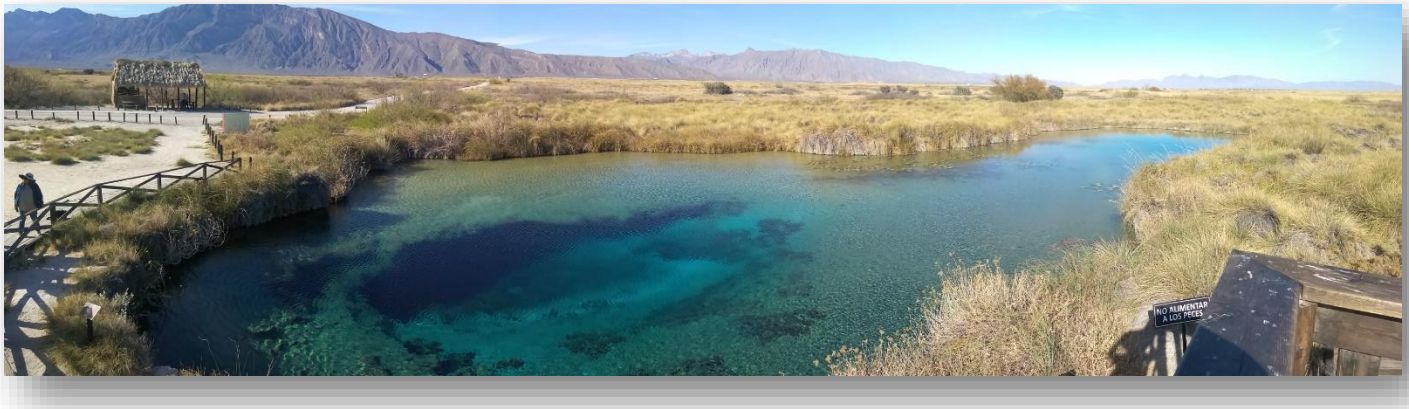


Agradecimientos:

Todas las aportaciones aquí vertidas fueron revisadas y aprobadas por investigadores y académicos mediante revisión por pares de múltiples instituciones que fungieron como árbitros. Nuestro más grande agradecimiento y reconocimiento a todos los que lograron hacer posible la publicación de este libro.

Contribuciones *in extenso* que participaron durante el

46 Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo



Nombres: Fernando Ayala-Niño, editor. | Fernando López-Valdez, editor. | Gabriela Medina Pérez, editor. | Nayelli Azucena Sigala Aguilar, editor. | Fabián Fernández-Luqueño, editor.

Título: Innovación y Suelos Sanos para el Desarrollo Sustentable / Fernando Ayala-Niño, Fernando López-Valdez, Gabriela Medina Pérez, Nayelli Azucena Sigala Aguilar, Fabián Fernández-Luqueño, editores-compiladores.

Descripción: Primera Edición Digital. | Saltillo, Coahuila de Zaragoza. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN (CINVESTAV-Unidad Saltillo), 2022.

Identificadores: ISBN Digital 978-607-9023-67-6

Temas: Diagnóstico, metodología y evaluación del recurso suelo – Relación Suelo-clima-biota – Aprovechamiento del recurso suelo – Educación y asistencia técnica – Ciencias de frontera y multidisciplinarias en suelo.

Los manuscritos incluidos en este libro fueron arbitrados por pares académicos a solicitud del Comité Científico y Editorial del Comité Organizador del 46 Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo.
El contenido o información vertida son responsabilidad exclusiva de cada autor.

Primera Edición: 978-607-9023-67-6

D. R. ©1st Edition
Centro de Investigación y Estudios Avanzados del I.P.N. Cinvestav, 2022
Publisher
Cinvestav
A.V. I.P.N. 2508
07360, Ciudad de México, México.

Esta edición y sus características son propiedad del CINVESTAV. Prohibida su reproducción total o parcial por cualquier medio sin la autorización escrita del titular de los derechos patrimoniales.

La versión electrónica de este libro es gratuita. Disponible en la página de la SMCS y del CINVESTAV: https://46cncs.cinvestav.mx

Diseño y formación: Editores
Hecho en México

Mesa Directiva de la SMCS, A.C.

Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval
Presidente

Dr. Fabián Fernández-Luqueño
Vicepresidente

Dr. Miguel Ángel Valera Pérez
Secretario Técnico

Dr. Alfredo Madariaga Navarrete
Secretario General

Dr. José Víctor Tamaríz Flores
Secretario de Eventos Nacionales e Internacionales

L.C. Jorge Luis Araiza Corres
Tesorero

Dra. Rosalía del Carmen Castelán Vega
Secretaría de Educación y Enseñanza

Dr. Gilberto Vela Correa
Secretaría de Relaciones Públicas

Mtra. Martha Daniela Bobadilla Ballesteros
Secretaría de Acción Juvenil

Comité Organizador

Dr. Fabián Fernández-Luqueño
Presidente
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Saltillo

Dr. Julián Delgadillo Martínez
Coordinador de Conferencias Simultáneas
Colegio de Postgraduados

Dr. Hermes Pérez Hernández
Coordinador del Concurso de Tesis de Licenciatura y Posgrado
Universidad Autónoma de Chiapas

Dra. Damaris Leopoldina Ojeda Barrios
Coordinadora de Simposios
UAChihuahua

Dra. Dulce Yaahid Flores Rentería
Coordinadora de Conferencias Magistrales
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Saltillo

Dra. Ileana Vera Reyes
Coordinadora de Cursos-Talleres Precongreso
CIQA

Dr. Fernando Ayala Niño
Coordinador Científico
Facultad de Estudios Superiores Iztacala-UNAM

Coordinadores de División

Dra. Mariana Miranda Arámbula
Diagnóstico, Metodología y Evaluación del Recurso Suelo

Dr. Antonio Juárez Maldonado
Relación Suelo-Clima-Biota

Dra. Rosalía Castelán Vega
Aprovechamiento del Recurso Suelo

Dr. Edgar Vázquez Núñez
Ciencia de Frontera y Multidisciplinarias del Suelo

Dr. Fernando López-Valdez
Educación y Asistencia Técnica

Coordinadora de Concurso de Fotografía Científica

M en C. Sara Georgina Mora Alejandre
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Coordinadora de Concurso de Fotografía para Aficionados

Dra. Lisett Santa Cruz Ludwig
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Coordinadora de Concurso de Dibujo y Pintura

Dra. Rosalía del Carmen Castelán Vega
Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, BUAP

Coordinador de patrocinadores

Dr. Fabián Fernández-Luqueño
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Saltillo

Coordinadores de Recorridos de Campo

Dra. Daniela Alvarado Camarillo
Dra. Dulce Yaahid Flores Rentería
M. en C. Etelberto Cortez Quevedo

Coordinadores de Recorridos Turísticos y Actividades Culturales

M.C. Nayelli Azucena Sigala Aguilar
Dr. Juan Carlos Loyola Licea

Coordinadores de Infraestructura y Asignación de Espacios

Dr. Cristobal Noé Aguilar González
Dr. José Sandoval Cortés

Editores de esta Obra

Dr. Fernando Ayala Niño

Coordinador Científico

Facultad de Estudios Superiores Iztacala-UNAM

Dr. Fernando López-Valdez

Centro de Investigación en Biotecnología Aplicada - IPN

Dra. Gabriela Medina Pérez

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

M. en C. Nayelli Azucena Sigala-Aguilar

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Saltillo

Dr. Fabián Fernández-Luqueño

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Saltillo

Programa General y Constancias

M en C. Sara Georgina Mora Alejandre

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Coordinadores de Contenido de Página Web

M en C. Cesar Roberto Sarabia Castillo

M en C. Gabriela Guillén Cruz

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN Unidad Saltillo

Promoción Vía Correo Electrónico y Redes Sociales

Dra. Gabriela Medina Pérez

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Coordinadores de Presentación de Libros

Dr. Juan Manuel Covarrubias Ramírez
INIFAP

Dra. Elizabeth Hernández Acosta
Universidad Autónoma Chapingo-Suelos

Coordinadora de Sesión de Carteles

M. en C. Alejandra Rosario Escobar Sánchez

Coordinadora de Comunicación y Transporte

M. en C. Ma. Martha Ortega Rivera

Administradores de Redes Sociales

M.C. Ximena Castillo Valdez (Twitter)
M.C. Andrea Yakelin Pérez Moreno (Facebook)
Ing. Anuar Jottar Bernal (Instagram)
Ing. Araceli Pérez Hernández (Canva)
Ing. Sarahi Moya Cadena (Linkedln)

Diseño Página WEB

CINVESTAV

Revisores

Dra. Yolanda González García
Departamento de Botánica, UAAAN

Dra. Mari Carmen López Pérez
Universidad Estatal de Sonora

Dra. Alma Delia Hernández Fuentes
Instituto de Ciencias Agropecuarias, UAEH

Dr. Adalberto Benavides Mendoza
Departamento de Horticultura, UAAAN

Dr. Alonso Méndez López
Departamento de Botánica, UAAAN

Dr. Armando Robledo Olivo
Departamento de Nutrición y Alimentos, UAAAN

Dr. Magin González Moscoso
Universidad de Sonora

Dr. Fabián Pérez Labrada
Departamento de Botánica, UAAAN

Dr. Fernando López-Valdez
Centro de Investigación en Biotecnología Aplicada - IPN

Dra. Mariana Miranda Arámbula
Centro de Investigación en Biotecnología Aplicada - IPN

Dr. José Víctor Tamaríz Flores
Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, BUAP

M. C. Cesar Roberto Sarabia Castillo
CINVESTAV-Unidad Saltillo

Dr. Hermes Pérez Hernández
Universidad Autónoma de Chiapas

c. Dra. Itzel Fabiola Arroyo Ortega
Posgrado en Ciencias Ambientales, BUAP

Dr. Fernando Manzo Ramos
Colegio de Postgraduados

Dra. Elizabeth Selene Gómez Acata
Universidad Nacional Autónoma de México

Dra. Yaselda Chavarín Pineda
Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, BUAP

Dr. Juan Felipe Martínez Montoya
Colegio de Postgraduados

Dra. Evelyn Zamudio Pérez
CIDETEQ

Dr. Alejandro Ruíz Sánchez
Universidad Politécnica de Tapachula

Dr. Christian Eduardo Hernández Mendoza
Universidad Autónoma de Querétaro

Dr. Eduardo Armienta Aldana
Universidad Autónoma de Sinaloa

Dr. Luis Enrique Fregoso Tirado
INIFAP

Dra. Lisett Santa Cruz Ludwig
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Patrocinadores





Índice

División 1
Diagnóstico, Metodología y Evaluación del Recurso Suelo ... 1

MANEJO SUSTENTABLE DEL SUELO y PRODUCCIÓN HORTÍCOLA, UN ENFOQUE NECESARIO EN LA AGRICULTURA PERIURBANA
Claudia Hidalgo-Moreno; Lucia Juárez-Rodríguez; Francisco Hernández-López; Juliana Padilla Cuevas; Jorge Etchevers-Barra ... 2

DISEÑO Y VALIDACIÓN DE PRIMERS CEPA-ESPECÍFICOS PARA LA DETECCIÓN DE UN CONSORCIO BACTERIANO PROMOTOR DEL CRECIMIENTO VEGETAL
Roel Alejandro Chávez-Luzanía; Amelia C. Montoya-Martínez; Fannie Isela Parra-Cota; Sergio de los Santos-Villalobos ... 7

DETERMINACIÓN DE ÉTERES DIFENÍLICOS POLIBROMADOS (PBDEs) EN SUELOS DE BASUREROS IRREGULARES EN TIJUANA BAJA CALIFORNIA
Diana Dolores Rodríguez Mendivil; Enrique García Flores; Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki; Luis Carlos González Márquez; Miguel Ángel Pastrana Corral ... 13

ANÁLISIS ELEMENTAL DE MUESTRAS DE SUELO MEDIANTE CALENTAMIENTO Y ESPECTROSCOPÍA DE ROMPIMIENTO INDUCIDO POR LÁSER, COMBINADO CON ALTA TENSIÓN
Mitzi Jocelyn Amador Mejía; Hugo Sobral ... 18

DISPONIBILIDAD DE NITRATO Y AMONIO EN SUELO DEBIDO A LA MANCHA DE ORINA DE BOVINOS ALIMENTADOS CON LEGUMINOSAS
Tania Guadalupe Osorio Montor; Daniela Rangel Isais; Francisca Avilés Nova ... 23

LA INOCULACIÓN CON MICORRIZAS MEJORA EL CRECIMIENTO DE PLANTAS DE CHILE JALAPEÑO EN CONDICIONES DE SALINIDAD
Andrés Adrián Urias-Salazar; Benjamín Abraham Ayil-Gutiérrez; José Alberto López-Santillán; Benigno Estrada-Drouaillet; Miguel Ángel Cano-Gonzalez; Jesús Guillermo Hernández-Martínez; Hernán de Jesús Villanueva-Alonso; Wilberth Alfredo Poot-Poot. ... 29

CAÍDA DE HOJARASCA Y DEPÓSITO DE NUTRIENTES EN TRES ECOSISTEMAS FORESTALES DEL NORESTE DE MÉXICO
Verónica Hernández Merino; Humberto González Rodríguez; Nelson Manzanares Miranda; Israel Cantú Silva y Juan Manuel López Hernández. ... 34

EVALUACIÓN DE INFILTRACIÓN Y REPELENCIA DEL AGUA EN EL SUELO DE ÁREAS MINERAS EN LA REGIÓN DE LA ZONA DA MATA, MINAS GERAIS, BRASIL
Henrique de Andrade Cenachi; Bernardo Fontes Grossi Lino; Juliana Marcela de Paiva; Herly Carlos Teixeira Dias ... 39

LA NEMATOFAUNA COMO BIOINDICADOR EN LA EVALUACIÓN DE UN SUELO RIPARIO URBANO
Lizeth Aguirre-Alberto; Pablo Fabián Jaramillo-López ... 44

Disponibilidad de cobre, manganeso y plomo en suelos urbanos del Área Metropolitana de Monterrey (AMM)
María Inés Yáñez Díaz; Laura Sánchez Castillo; Wibke Himmelsbach; Horacio Villalón Mendoza; Dulce María Niño Orozco ... **49**

DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UN SISTEMA INTELIGENTE DE REFLECTOMERÍA EN EL DOMINIO DEL TIEMPO PARA EL ESTUDIO DE SUELOS
María Fernanda Martínez-Nájera; Alejandro Castañeda-Miranda ... **54**

EVALUACIÓN DE LA SALUD DEL SUELO EN PRODUCCIONES HORTÍCOLAS AGROECOLÓGICAS DE LA REGIÓN ANDINO-PATAGÓNICA MEDIANTE INDICADORES FÍSICOS Y BIOLÓGICOS
Emilia Giustiniani; Filipe Behrends Kraemer; Camila Villar; Leticia Sabatté; Pilar Giovanetti; Anahi Fernandez; Lucas Garibaldi ... **59**

ANÁLISIS DE SUELOS CON LA ESPECTROSCOPIA DE INFRARROJO CERCANO
Armando Guerrero-Peña; Lorena del Carmen Hernández Nataren ... **66**

CONTENIDO DE METALES EN SUELOS REGADOS CON AGUAS RESIDUALES EN EL ALTO ATOYAC
Numa Pompilio Castro-González; Francisco Calderón-Sánchez; Rafael Moreno-Rojas; Erick Reyes-Cervantes; Rosalía del Carmen Castelán Vega; José Víctor Tamaríz-Flores ... **70**

EVALUACIÓN DE SUELOS DE DIFERENTES SITIOS DEL DISTRITO MINERO DE ZIMAPÁN
Isabel Zubieta Martínez; Luisa Xiadani Gordiano González; Margarita Beltrán Villavicencio; Israel Labastida Núñez; María Aurora Armienta Hernández ... **75**

CONSIDERACIONES CONCEPTUALES Y METODOLÓGICAS PARA EL ANÁLISIS DE LA SALINIDAD DE SUELOS EN CORRESPONDENCIA CON LA NORMATIVIDAD VIGENTE
Enrique Troyo Diéguez; Fernando Ayala Niño; Francyelli Regina Costa Becheleni ... **81**

CARACTERIZACIÓN DE SUELOS CITRICOLAS EN EL MUNICIPIO DE GENERAL TERÁN, NUEVO LEÓN
Sheyla Rubí Martínez Pérez; Edgar Vladimir Gutiérrez Castorena; Vicente Vidal Encinia Uribe; Daniela Sarahí Mendoza Guerrero; Rubén García Espinoza ... **87**

CARACTERIZACIÓN DE ARIDISOLS EN TRES SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA EN EL NORESTE DE MÉXICO
Vicente Vidal Encinia-Uribe; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena; Francia Deyanira Gaytán-Martínez; Gustavo Andrés Ramírez-Gómez ... **92**

TRATAMIENTO ELECTROCINÉTICO ACOPLADO A FITOREMEDIACIÓN DE SUELO CONTAMINADO POR HIDROCARBUROS EMPLEANDO Zea mays spp.
Sara Solís Valdez; Francisco Javier Bacame Valenzuela; Ma. Yolanda Reyes Vidal; Eva González Jasso; Erika Bustos Bustos ... **98**

SIMULACIÓN DE LA PÉRDIDA DE SUELO POR ACCIÓN DEL VIENTO: ANÁLISIS PARA LA COMARCA LAGUNERA, MÉXICO
Santos Martínez-Santiago; Gerardo Sergio Benedicto-Valdés; Armando López-Santos; Hilda Victoria Silva-Rojas; Enrique Ojeda-Trejo; Elsa Marcela Ramírez-López; Julián Delgadillo-Martínez. ... **102**

SALINIDAD Y SODICIDAD EN SUELOS DE LA CHINAMPERIA DE SAN NICOLÁS TETELCO, TLÁHUAC, CDMX
Israel Mata Fernández; Ma. de Lourdes Rodríguez Gamiño; Jorge López Blanco; Gilberto Vela Correa ... **108**

VARIACIÓN DE INDICADORES FISICOQUÍMICOS EN SUELOS DE USO AGRÍCOLA DEL BAJÍO GUANAJUATENSE BAJO DIFERENTES CULTIVOS
Héctor Iván Bedolla-Rivera; Ileana Castro-González; María de la Luz Xóchilt Negrete-Rodríguez; Francisco Paúl Gámez-Vázquez; Eloy Conde-Barajas ... **113**

IMPORTANCIA DE LOS ANÁLISIS MULTIRESIDUAL DE PESTICIDAS EN LOS POLICULTIVOS EN LA REGIÓN DE ÚRSULO GALVÁN.
Ignacio Garay Peralta; Antonio Luna Díaz Peón; Jesús Herrera Alarcón; Alfredo Díaz Criollo; Leira Carol Escudero Ramírez ... **119**

EVALUACIÓN AMBIENTAL DE OBRAS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE SUELOS EN BOSQUES TEMPLADOS
Lorena Amador Sierra; Gustavo Pérez-Verdín; María Elena Pérez López; Isaías Chairez Hernández; José Ángel Prieto Ruíz ... **125**

EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN LA ZONA COSTERA DE COATZACOALCOS, VERACRUZ
Sergio Geovanni Morales Morales; María del Carmen Cuevas Díaz; Israel de Jesús López Prieto; Ángeles Martínez Toledo; Oswaldo Guzmán López; Hugo Pérez Pastenes ... **131**

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS SALINOS EN LA ZONA AGRÍCOLA DE IXMIQUILPAN, HIDALGO
Nathalia Jocelyn Salcedo Herrera; Ramiro Ríos Gómez; Faustino López Barrera ... **137**

DETERMINACIÓN DE INTERCAMBIO CATIÓNICO EN SUELOS: COMPARACIÓN DE LA EXTRACCIÓN POR PROCESOS MANUAL Y SEMIAUTOMATIZADO
Karen Hernández Carmona; Aarón Jarquín Sánchez; Edith Hernández-Nataren; Lorena del C. Hernández Nataren ... **142**

ESTUDIO FISICOQUÍMICO DEL SUELO EN DERECHO DE VÍA (DDV) DE DUCTOS CON USO DE SUELO AGRÍCOLA
Antonio Rojas Amaro; Hongbo Liu; Jorge Luis Alamilla López; Eliceo Sosa Hernández ... **148**

BIOACCESIBILIDAD DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN RESIDUOS DE MINA EROSIONABLE
Jesús Eulises Corona Sánchez; Ma. del Carmen González Chávez; Rogelio Carrillo González; José Luis García Cué; Demtrio Salvador Fernández Reynoso; Matthew Noerpel; Kirk G. Scheckel ... **154**

EVALUACIÓN DEL MAPEO DIGITAL DE SUELOS CON ArcSIE EN LA CUENCA DEL RÍO MAYO
Madaí Sánchez Galindo; Demetrio S. Fernández Reynoso; José Luis García Rodríguez; Salvador Adame Martínez; Antonia Macedo Cruz; Adolfo A. Exebio García ... **159**

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN SUELOS DE LA MINA "AIRE LIBRE", MUNICIPIO DE TEZIUTLÁN, PUEBLA.
María del Socorro Fuentes Andrade; Miguel Ángel Valera Pérez; Otilio Arturo Acevedo Sandoval; María Guadalupe Tenorio Arvide; Yaselda Chavarin Pineda y Gladys Linares Fleites. ... **165**

MAPEO DIGITAL DE CARBONO Y OTRAS PROPIEDADES DEL SUELO EN EL VALLE DE APAN, HIDALGO. MÉXICO.
ALAN VÁSQUEZ; CARLA HUDLER; CARLOS ARROYO; LUISA OROZCO; MARIO GUEVARA ... **171**

EFECTO DE ENMIENDAS AGRÍCOLAS SOBRE EL pH Y LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DEL SUELO EN PRODUCCIÓN INTENSIVA
JUDITH ARLETTE VILLASANA-ROJAS; EDGAR VLADIMIR GUTIÉRREZ-CASTORENA; EMILIO OLIVARES-SÁENZ; FRANCIA DEYANIRA GAYTÁN-MARTÍNEZ ... **179**

CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DE LOS SEDIMENTOS EN UNA ZONA DE CÁRCAVAS EN PROCESO DE RESTAURACIÓN FORESTAL
JUAN CARLOS GONZÁLEZ CORTÉS; MARÍA ELENA GRANADOS GARCÍA; MARÍA ALCALÁ DE JESÚS ... **185**

MODELACIÓN Y ESTIMACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DE LOS SUELOS DE GUATEMALA A 30 CM DE PROFUNDIDAD.
ALAN VÁSQUEZ; MARIO GUEVARA ... **191**

DISPERSIÓN DE MERCURIO EN TERREROS Y SEDIMENTOS ORIGINADA POR ACTIVIDADES MINERAS EN LA SIERRA GORDA DE QUERÉTARO Y GUANAJUATO
GILBERTO HERNÁNDEZ-SILVA; SERGIO MARTÍNEZ-TRINIDAD; LUIS FERNANDO VASSALLO-MORALES; SARA-SOLÍS-VALDEZ ... **198**

División 2
Relación Suelo-Clima-Biota ... **204**

METALES TRAZA EN SUELOS DEL DISTRITO MINERO ZIMAPÁN, HIDALGO Y SU TRANSFERENCIA A PLANTAS ENDÉMICAS
Margarita Beltrán Villavicencio; Isabel Zubieta Martínez; Israel Labastida Núñez; María Aurora Armienta Hernández; Ana Laura Tecorralco Bobadilla ... **205**

ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE Y SENSIBILIDAD DEL MODELO ARID (ÍNDICE DE REFERENCIA AGRÍCOLA PARA LA SEQUÍA)
Miguel Servin-Palestina; Agustín Ruiz-García; Irineo L. López-Cruz; Raquel Salazar-Moreno; Jorge Zegbe Domiguez ... **211**

RESPUESTA DE *Curcubita pepo* TIPO ZUCHINNI VAR. GREY INOCULADA CON MICORRIZAS ARBUSCULARES NATIVAS EN CONKAL, YUCATÁN
José Alberto Gío-Trujillo; José María Tun-Suarez; Carlos Juan Alvarado-López; Neith Aracely Pacheco-López; Jairo Cristóbal-Alejo; Arturo Reyes-Ramírez; Juan Candelero-de la Cruz ... **217**

VARIACIÓN INTERANUAL DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO, HUMEDAD Y TEMPERATURA DE MATORRALES Y PARCELAS AGRÍCOLAS EN ZOMAS ÁRIDAS
Gabriela Guillen Cruz; Dulce Flores-Rentería ... **223**

INFLUENCIA DE LA SOLUCIÓN NUTRITIVA Y ÁCIDOS HÚMICOS SOBRE EL RENDIMIENTO Y CALIDAD NUTRACÉUTICA DE FRUTOS DE CHILE
Espinosa-Palomeque Bernardo; Ramírez-Gottfried Ricardo Israel; Preciado-Rangel Pablo ... **229**

EFECTO DEL SELENIO EN EL CRECIMIENTO Y CALIDAD DE PLÁNTULAS DE PIMIENTO
Octavio González Chávez; Gelacio Alejo Santiago; Cecilia Rocío Juárez Rosete; Rubén Bugarín Montoya; Beatriz Guillermina Arrieta Ramos; Porfirio Juárez López ... **235**

COMPARTIMIENTO AGRONÓMICO DEL TOMATE (*Solanum lycopersicum* L.) DESARROLADO EN CASA SOMBRA CON ABONOS ORGÁNICOS
Alejandro Moreno Reséndez; Yooarick Leal Navarro; José Luis Reyes Carrillo; Rubén López Salazar; Héctor Javier Martínez Agüero; Lucio Leos Escobedo ... **239**

CARACTERIZACIÓN DE BACTERIAS ENDÓFITAS AISLADAS DE RAÍCES *Lactuca sativa* var. *Longifolia*
Luis Gerardo Domínguez-Hernández; Yadeneyro de la Cruz-Elizondo; Raymundo Torres-Moreno; Beatriz Palmeros- Sánchez ... **244**

BALANCES MACRO-NUTRIMENTALES ORTONORMALES EN *Malus domestica* BORKH. VARIEDAD 'SMOOTHEE GOLDEN'
Fidel Blanco-Macías; Ricardo David Valdez-Cepeda; Miguel Márquez-Madrid; Alfredo Lara-Herrera ... **250**

DEFICIENCIA DE MACRONUTRIMENTOS EN PAPAYA (*Carica papaya* L.) BAJO CONDICIONES DE INVERNADERO
Berta Sofía Jáuregui-Paz; Emilio Olivares-Sáenz; Carlos Alberto Garza-Alonso; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena; Rigoberto E. Vázquez-Alvarado ... **255**

EXCESOS DE ZINC Y BALANCES ORTONORMALES EN *Malus domestica* BORKH. VARIEDAD 'SMOOTHEE GOLDEN'
Ricardo David Valdez-Cepeda; Fidel Blanco-Macías; Miguel Márquez-Madrid; Alfredo Lara-Herrera ... **260**

FERTILIZACIÓN FOLIAR CON NANOMOLIBDENO COMO ESTRATEGIA PARA INCREMENTAR LA EFICIENCIA DEL NITRÓGENO EN FRIJOL EJOTERO
Ezequiel Muñoz-Márquez; Esteban Sánchez-Chávez; Juan Manuel Soto-Parra; Ramona Pérez-Leal; María Yañez-Muñoz; Linda Citlalli Noperi-Mosqueda ... **265**

FERTILIZACIÓN FOLIAR ORGÁNICA EN CHILE HABANERO
Elia Cruz-Crespo; Álvaro Can-Chulim; Jenifer Monserrath García-Salinas; Karina Pérez-Robles; Juan D. García-Paredes; Víctor Manuel Jiménez-Meza; Gregorio Luna ... **271**

ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE COLÉMBOLOS EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE PODA URBANOS
Maira Sarai Montejo Cruz; José Guadalupe Palacios Vargas ... **277**

CONTENIDO DE CARBONO Y NITRÓGENO EN UN LUVISOL BAJO USO FORESTAL Y AGRÍCOLA EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA RÍO COPALITA, OAXACA
Celestino Sandoval García; Israel Cantú Silva; Humberto González Rodríguez; María Inés Yáñez Díaz; Marco Vinicio Gómez Meza; Rodolfo Alejandro Martínez Soto ... **283**

PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN CAMBISOL BAJO DOS SISTEMAS DE USO DEL SUELO
Rodolfo Alejandro Martínez Soto; María Inés Yáñez Díaz; Israel Cantú Silva; Humberto González Rodríguez; José Guadalupe Marmolejo Monciváis; Celestino Sandoval García; Ramiro Sauceda Moreno ... **288**

ESTRUCTURA DEL BACTERIOMA Y FUNCIONALIDAD DEL MICROBIOMA EN PLANTAS DE MAÍZ CULTIVADAS BAJO DIFERENTES TÉCNICAS AGRÍCOLAS
Alejandra Miranda Carrazco; Yendi Ebenezer Navarro-Noya; Bram Govaerts; Nele Verhulst; Luc Dendooven ... **294**

CONSUMO DE AGUA Y SU PRODUCTIVIDAD EN UN PASTO TROPICAL INTRODUCIDO (*Brachiaria* sp) EN EL NOROESTE MEXICANO
Jesús Enrique López Avendaño; Hugo de Jesús López Inzunza; José Ángel Martínez Gallardo; Mitzi Dayanira Estrada Acosta; Martín Abraham Tirado Ramírez ... **300**

BIOFORTIFICACIÓN CON YODO EN EL CULTIVO DE VID Y SU IMPACTO EN LA CALIDAD NUTRACÉUTICA
Valeria Belem Ramírez Gottfried; Reyna Roxana Guillén Enríquez; Pablo Preciado Rangel ... **306**

USO DE NANOPARTÍCULAS DE TiO_2, ZnO, Fe_xO_x o Ag PARA INCREMENTAR EL RENDIMIENTO DE TRIGO (*Triticum durum* Desf.)
Andres Patricio Torres Gómez; Cesar Roberto Sarabia Castillo; Gabriela Guillen Cruz; Fabián Fernández-Luqueño ... **311**

DISTRIBUCIÓN DE HALÓFITAS DEL GÉNERO *Suaeda* spp. Y SU RELACIÓN CON EL CLIMA SEMIÁRIDO Y SUELOS SALINOS
Francyelli Regina Costa Becheleni; Enrique Troyo Diéguez; Fernando Ayala Niño; Luis Alejandro Bustamante Salazar ... **317**

EXTRACCIÓN NUTRIMENTAL DEL CULTIVO DE RAMBUTÁN (*Nephelium lappaceum* L.)
Moisés Alonso Báez; Carlos Hugo Avendaño Arrazate; Guillermo López Guillén ... **322**

RELACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO Y VARIABLES DASONÓMICAS Y EDAFOLÓGICAS EN EL NOROESTE DE DURANGO
Karla Zapata Carreño; Gustavo Pérez Verdín; Celia López González; Francisco Bautista Zuñiga; Laura Silvia González Váldez ... **327**

ENZIMAS EXTRACELULARES DE HONGOS DE SUELO AISLADOS EN ASENTAMIENTOS IRREGULARES EN LA ALCALDÍA DE TLALPAN, CDMX
Judith Castellanos Moguel; Daniela Mejía Aldana; Mariana Guadalupe Escutia Manrique; Mitzi Itzel Fuantos Vázquez; Berenice Barrientos Ojeda; Gilberto Vela Correa; Alberto González Pozo ... **332**

CONDICIÓN DEL AGROSISTEMA CACAO (*Theobroma cacao* L.) DE CHIAPAS Y TABASCO EN FUNCIÓN DE SU FERTILIDAD
Moisés Alonso Báez; Carlos Hugo Avendaño Arrazate; Guillermo López Guillén ... **338**

ANÁLISIS DE LA FUNCIÓN HIDROLÓGICA DE LA HOJARASCA EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES
Lara Castagnolli; Fernando Boggiani; Vinicius Santos; Kelly Cristina Tonello ... **344**

COMPORTAMIENTO DE LA PRODUCCIÓN DE ESCURRIMIENTOS Y SEDIMENTOS DE MICROCUENCAS FORESTALES EN LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO, MICHOACÁN
Pedro Rivera Ruiz; Juan Enrique Rubiños Panta; Demetrio Salvador Fernández Reynoso; Cándido Mendoza Pérez; Jorge Víctor Prado Hernández; Ulises Dehesa Carrasco ... **351**

CONTROL MICROBIOLÓGICO Y QUÍMICO DE *Fusarium* spp. Y *Meloidogyne* spp. EN LA PRODUCCIÓN DE JITOMATE EN SUELO BAJO INVERNADERO
Héctor Alfredo Ortiz-Ramírez; Alfredo Lara-Herrera; Alejandro Alarcón; Martha Patricia España-Luna; Rodolfo de la Rosa-Rodríguez; Julio Lozano-Gutiérrez ... **358**

EFECTO DE PLANTINES DE ÑAK'A T'ÚLA SOBRE CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DE SUELO BAJO CONDICIONES CONTROLADAS
Víctor Siles Ramos; Isabel Morale Belpaire ... **364**

MORPHOLOGICAL AND AGRONOMIC TRAITS OF FOUR MEXICAN SOYBEAN GENOTYPES UNDER DROUGHT STRESS
Julio César García Rodríguez; Silvia Edith Valdés Rodríguez; Víctor Olalde Portuga; Nicolás Maldonado Moreno ... **371**

PARÁMETROS HÍDRICOS EN SUELOS FORESTALES INCENDIADOS EN EL MUNICIPIO DE ITURBIDE, NUEVO LEÓN
Jorge de Jesús Ramírez Luna; María Inés Yáñez Díaz; Israel Cantú Silva; Regina Pérez Dominguez; Perla Cecilia Rodríguez; Dylan Garza Hernández ... **377**

SUPERNATANTS OF AUTOCHTHONOUS SOIL CYANOBACTERIA CULTURES STIMULATE THE GROWTH OF *Polypogon australis* BRONG. (POACEAE)
Darlyng Pontigo; Daniel Barros; Claudia Ortiz ... **382**

MANEJO DEL SUELO E INTERACCIONES RIZOSFÉRICAS EN EL CULTIVO ORGÁNICO DE MANZANILLA (*Matricaria recutita* L.)
Silvia Margarita Carrillo-Saucedo; Aurora Rivero Zizumbo; Eduardo Chimal Sánchez; John Larsen; Yunuen Tapia Torres ... **388**

LAS LOMBRICES DE TIERRA (CLITELLATA: ACANTHODRILIDAE Y LUMBRICIDAE) DEL BOSQUE DE PINO Y AGROECOSISTEMAS DEL PARQUE NACIONAL LA MALINCHE, TLAXCALA
Karina Navarro-Bello; Gabriela Cervantes; Agustín Aragón-García; Dionicio Juárez-Ramón; Barois Isabelle ... **394**

BIOENSAYO DE *Bouteloua eriopoda* CON HONGOS ENDOFÍTICOS OBLIGADOS CONTENIDOS EN CALLOS DE *Atriplex canescens* A DIFERENTES CONDICIONES DE SALINIDAD
Osuna-Ávila Pedro; Juan Pedro Flores-Marges; Baltazar Corral Díaz ... **399**

BIOCOSTRAS: UN ELEMENTO CLAVE ENTRE LA RELACIÓN SUELO-VEGETACIÓN EN UN GRADIENTE ALTITUDINAL EN ZAPOTITLÁN SALINAS, PUEBLA
Wendy Daniela Saldaña Sánchez; César Toimil Cervantes; Lorena Giselle Gómez Rodríguez; Natalia Rebeca Burgos Lluck; Valeria Ostos Gutiérrez; Gilberto Vela Correa; Angélica Jiménez Aguilar ... **404**

APLICACIONES FOLIARES DE NÍQUEL Y SU RESPUESTA EN CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES Y ACTIVIDAD DE UREASA EN NOGAL PECANERO
Angélica A. Acevedo-Barrera; O. Cruz-Alvarez; Ofelia A. Hernández-Rodríguez; Adalberto Benavides-Mendoza; Laura R. Orozco-Meléndez; Mayra C. Soto-Caballero, Rafael Ángel Parra Quezada; Damaris Leopoldina Ojeda-Barrios ... **409**

APLICACIÓN DE BIORREGULADORES EN NOGAL PECANERO Y SU RESPUESTA EN CONCENTRACION DE NUTRIENTES FOLIARES
Laura Raquel Orozco Meléndez; Raquel Cano Medrano; Ofelia Adriana Hernández-Rodríguez; O. Cruz-Alvarez; Angélica Anahí Acevedo Barrera; Rafael Ángel Parra Quezada; Damaris Leopoldina Ojeda Barrios ... **414**

CONTENIDO DE PIGMENTOS FOTOSINTÉTICOS EN EL CULTIVO DE PIMIENTO BAJO DIFERENTES NIVELES DE HUMEDAD EN EL SUELO
Luz María Ruiz Machuca; Enrique Alonso Zuñiga; Joel Pineda Pineda; Alessandro Reinaldo Zabotto; Rafael dos Santos Lima; Edilson Ramos Gomes; Fernando Broetto ... **419**

IMPLEMENTACIÓN DE ABONO ORGÁNICO EN CULTIVO SUSTENTABLE DE PALMA CAMEDOR (*Chamaedorea elegans*)
Cristina Carmona Méndez; Neira Sánchez Zarate; Yovani López González ... **424**

EFFECT OF WATER DEFICIT ON SOLUBLE PROTEIN AND AMINO ACID CONTENT IN *Sorghum bicolor* PLANTS COLONIZED WITH DIFFERENT MYCORRHIZAL INOCULUM
María Karina Manzo Valencia; Víctor Olalde Portugal; Armando Guerrero Rangel; Argel Gastélum-Arellánez; Silvia Edith Valdés Rodríguez ... **429**

BIOFILMS: CONCEPTO, DESARROLLO E IMPORTANCIA EN EL MANTENIMIENTO DE LAS FUNCIONES DEL SUELO
Tania González-Vargas ... **436**

ATRIBUTOS FUNCIONALES DE LOS HMA Y LOS HESO EN *Eugenia winzerlingii*, EN LA SELVA BAJA INUNDABLE DE CALAKMUL.
Yuriko Pilar Cruz Koizumi; Francisco Javier Álvarez Sánchez; Alejandro Morón Ríos; Noé Manuel Montaño Arias; Alejandro Alarcón ... **442**

EFECTO DEL TIPO DE ACOLCHADO EN LA EFICIENCIA DEL USO DEL AGUA EN COLIFLOR
Omar García-Tavares; Isabel Escobosa-García; Blancka Yesenia Samaniego-Gámez; Raúl Enrique Valle-Gough; Juan Carlos Vázquez-Angulo; Fidel Núñez-Ramírez ... **448**

EFECTO DE AGRICULTURA EN CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA DE SUELOS EN EL NORTE DE CHIHUAHUA
Gabriela Mendoza Carreón; Juan Pedro Flores Margez ... **453**

COMPOSTAJE DE LODOS RESIDUALES PARA MEJORAR LOS SUELOS CON BASE EN INDICADORES MICROBIOLOGICOS
Juan Pedro Flores Margez; Evelyn Michelle Almedo Olivas; Miguel Angel Hidrogo Cardona; Maria Paula Torres de la O ... **458**

USO SUSTENTABLE DE COMPOSTA DE PLUMAS DE AVE Y BACTERIAS PGPR PARA EL CULTIVO DE MAÍZ AZUL
María Guadalupe Onofre-Gallegos; Moisés G. Carcaño-Montiel; Leticia Gómez-Velázquez; Enrique Hipólito-Romero; Edith Chávez Bravo; José Santos Hernández; Lucía López-Reyes ... **464**

EFECTOS DE HERBÍVOROS SOBRE LA COMPETENCIA DE PLANTAS A TRAVÉS DE FEEDBACKS PLANTA-SUELO
Eduardo Medina-Roldán ... **469**

REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE MINA MEDIANTE PROCESOS DE FITORREMEDIACIÓN: PROTOTIPO SIMULADO EN LABORATORIO DE LA UTVT
Rosa Ibeth Calixto Figueroa; Francisco Ferniza García; Hortencia Sánchez Ramírez ... **477**

EVALUACIÓN DE MICROORGANISMOS RIZOSFÉRICOS NATIVOS COMO PROMOTORES DEL CRECIMIENTO VEGETAL EN MAÍZ EN UN GRADIENTE DE FERTILIZACIÓN MINERAL
Marcela Sarabia; Estefania Saucedo Correa; Dante López Carmona; Miguel Nájera Rincón; Alejandro Alarcón; Carlos González Esquivel; José Antonio Vera Nuñez; Juan José Peña Cabriales; John Larsen ... **483**

INFLUENCE OF PESTICIDE AND MICROBIAL SEED TREATMENTS ON NATIVE RHIZOSPHERE MICROORGANISMS IN MAIZE UNDER CONSERVATION AGRICULTURE
Pablo Jaramillo-López; Jaén Blas Romero; Marcela Sarabia; Simon Fonteyne; Abel Saldivia Tejeda; Nele Verhulst; John Larsen ... **488**

División 3
Aprovechamiento del Recursos Suelo ... **492**

BIOREMEDIACIÓN DE CADMIO (II) POR UN HONGO AISLADO DEL MEDIO AMBIENTE
Deysi Anel Juárez Torres; Juan F. Cárdenas González; Adriana Rodríguez Pérez; Víctor M. Martínez Juárez; Ismael Acosta-Rodríguez ... **493**

EFECTO DEL MANEJO REGENERATIVO EN PASTIZALES GANADEROS DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE SOBRE EL ALMACENAMIENTO DE CARBONO
Karla Liliana López García; Gabriela Guillén Cruz; Dulce Flores-Rentería ... **497**

RESIDUOS VEGETALES: PROMOTORES DE UNA MAYOR RESPIRACIÓN MICROBIANA EN SUELOS ÁCIDOS
Daniel Tinoco Varela: Jeannette Sofía Bayuelo Jiménez ... **502**

SIMPOSIO EL SUELO EN LAS ESTRATEGIAS DE AGRICULTURA USO SOSTENIBLE DE FERTILIZANTES
Vinisa Saynes Santillán ... **508**

DIVERSIDAD TRÓFICA DE NEMATODOS ASOCIADOS AL CULTIVO DE TOMATE EN SINALOA
Marco Antonio Magallanes Tapia; Gabriel Herrera Rodríguez; Sandra Pérez Álvarez; Jesús Alicia Chávez Medina; Cesar G. Pacheco Medina; Gabriel Parra Lugo ... **512**

IDENTIFICACION DE AREAS AGRICOLAS CON ALTO CONTENIDO DE FOSFORO EN EL SUELO
Agustín Limón Ortega; Aurelio Baéz Pérez ... **518**

SITUACIÓN ACTUAL DE FERTILIZANTES EN EL MUNDO Y ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN
Juan Manuel Covarrubias Ramírez; Juan Guillermo Martínez Rodríguez; Víctor Manuel Parga Torres ... **523**

TRATAMIENTO DE RESIDUOS CÍTRICOS GENERADOS EN LA ZONA CENTRO-NORTE DE VERACRUZ PARA LA PRODUCCIÓN DE COMPOST
Silvia Ordaz Bernabe; Yovani López González; Raquel Arcos Soto; Neira Sánchez Zárate; Guadalupe Corelly Salazar Salazar ... **528**

PÉRDIDA DE SUELO EN LA CUENCA DE LA PRESA DE COINTZIO: EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA MEDIANTE RUSLE
María Lourdes González Arqueros; Aldair Huerta Morales; Jorge Alejandro Ávila Olivera ... **533**

PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE SUELOS EROSIONADOS ENMENDADOS CON BIOSÓLIDOS
Nadia De la Portilla López; Jorge Lugo de la Fuente; Rocio Vaca Paulín; Liliana Salinas Alcántara; Pedro del Águila; Gustavo Yañez Ocampo ... **538**

EL PAPEL DEL SECTOR ACADÉMICO EN LA ENASAS
Mario Eduardo Pérez Hernández ... **544**

AVANCES EN LA IMPLEMENTACIÓN DEL PROGRAMA LOS DOCTORES DE LOS SUELOS DE LA FAO EN MEXICO
Blanca Prado Pano; Silvia Pioli; Carolina Olivera Sánchez ... **547**

EVALUACIÓN DEL *Agave salmiana* COMO ESTRATEGIA PARA LA CAPTURA DE CARBONO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS EN EL ESTADO DE GUANAJUATO.
Janeily Quezada Cortés; Alfonso Martínez Martínez; Alma Valdez Alcántara; López Galindo Francisco; Ana María Muñoz Flores; Fernando Ayala-Niño ... **552**

EFECTO EN LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EN SUELOS FORESTALES INCENDIADOS
Felipe de Jesús Ochoa Valdez; María Inés Yáñez Díaz; Israel Cantú Silva; Nelson Manzanares Miranda; Rodolfo Alejandro Martínez Soto ... **557**

BIODIVERSIDAD DE HORMIGAS Y SU RELACIÓN CON LOS SUELOS DE MAYOR DISTRIBUCIÓN EN MÉXICO
Abel Ibáñez Huerta; Gabriela Castaño Meneses ... **563**

CARBONO ALMACENADO EN DIFERENTES CLASES DE TIERRA EN LA REGIÓN CAFETALERA DE HUATUSCO, VERACRUZ
Bautista Calderon Eva Aurora; Lenom Cajuste Bontemps; Gutiérrez Castorena Edgar Vladimir; Ojeda Trejo Enrique; Ortiz Solorio Carlos Alberto ... **569**

CAMBIO DE USO DE SUELO EN LOS TUXTLAS Y SU EFECTO SOBRE PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO Y MICROCLIMA
Isaac Romeo Acevedo Rojas; María Guadalupe Barajas Guzmán ... **574**

INICIATIVA SISTÉMICA PARA RECARBONIZAR SUELOS EN UN CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO
Verónica E. Bunge Vivier; Mario Guevara; Vinisa Saynes Santillán ... **580**

RECARBONIZACIÓN DE SUELOS A TRAVÉS DE LA APLICACIÓN DE BIOCARBÓN EN CULTIVOS DE TRIGO DE MICHOACÁN MÉXICO
Lenin Ejecatl Medina-Orozco; Alexander Sánchez Duque ... **585**

JALES MINEROS, UN RECURSO DE MICROORGANISMOS CON POTENCIAL PARA MEJORAR EL CRECIMIENTO VEGETAL
Caliope Mendarte-Alquisira; Alejandro Alarcón; Eduardo González-Valdez ... **590**

APORTE DE LA HOJARASCA AL CICLADO DE NUTRIENTES EN DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO DE CACAO (*Theobroma cacao* L.)
Karen Marlene Losantos-Ramos; Isabel Morales Belpaire; Patricia Amurrio; Laura Armengot ... **596**

LABRANZA DE CONSERVACIÓN EN SUELOS ÁRIDOS: VALORACIÓN ECONÓMICA DEL CULTIVO DE PITAHAYA EN EL VALLE DE TEHUACAN.
Casandra Hernández Ramírez; Daniel Alejandro Pacheco-Rojas; Francisco López Galindo1; Ana Muñoz-Flores; Fernando Ayala-Niño ... **602**

REPRODUCCIÓN MASIVA DE ESPECIES FORESTALES EN TECNOSOLES DE DESECHOS URBANOS PARA LA CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE BOSQUES
Lucy Mora Palomino, Miguel Ángel Delgado Reyes, Blanca Lucía Prado Pano, Thalita Fernanda Abbruzzini, Luisa Tinoco ... **606**

SUSTENTABILIDAD EN ORGANIZACIONES AGRÍCOLAS: EL CASO DEL SISTEMA VID DE MESA EN ZONAS ÁRIDAS DE NOROESTE DE MÉXICO
Jesús Martín Robles Parra; Karla Terán Samaniego; Jesús Lauro Paz Luna ... **616**

REFORESTACIÓN POR METODOS DE DOBLE EXCAVACIÓN Y AGRICULTURA CAMPESINA DIVERSIFICADA ENPARQUE RESIDENCIAL BUAP-PRESA MANUEL AVILA CAMACHO-PUEBLA MEXICO
Claudia Mancilla-Simbro; Alberto Ramírez-Mata; Brenda Mancilla-Carmona; Ozni G. Pérez-Alonso ... **621**

SITUACIÓN ACTUAL DE FERTILIZANTES EN EL MUNDO Y ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN
Juan Manuel Covarrubias Ramírez; Juan Guillermo Martínez Rodríguez; Víctor Manuel Parga Torres ... **628**

GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE GIRASOL EN UNA MEZCLA DE JALES MINEROS Y SUELO AGRÍCOLA
Ana Lucia Flores-Hernández; César Roberto Sarabia-Castillo; Fabián Fernández-Luqueño ... **633**

PREDICCIÓN DEL POTENCIAL DE EROSIÓN HIDRICA PARA LA REGIÓN SURESTE DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL
Thais Correa de Assis; Laura Sanchez-Castillo, Ignacio González Gutiérrez; Pedro Paulo Gomes de Oliveira ... **638**

INTENSIFICACIÓN DE LA FRANJA DE DURAZNEROS BAJO EL SISTEMA MIAF EN LA ZONA MAZAHUA
Eduardo Muñoz-Ruiz; Horacio Santiago-Mejía; Ildefonso Ronquillo-Cedillo; Rocio Albino-Garduño; José Isabel Cortes-Flores; Julie Grossmman ... **643**

CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN DOS SISTEMAS GANADEROS: SILVOPASTORIL Y PASTIZAL SIN ÁRBOLES EN VILLAFLORES, CHIAPAS, MÉXICO
Juan Carlos López Hernández, Deb Raj Aryal, Rene Pinto Ruiz, Mariela Beatriz Reyes Sosa, Adalberto Hernández López, Gilberto Villanueva López, Rajan Ghimire ... **648**

NIVEL DE DEGRADACIÓN DEL SUELO DE LA SELVA LACANDONA UTILIZADO EN LABORES AGROPECUARIAS
María de Lourdes Adriano-Anaya; Virginia Pérez-Díaz; Miguel Salvador-Adriano; Alfredo Vázquez-Ovando Rito Coronel-Niño Miguel Salvador-Figueroa ... **652**

IMPACTO DEL USO DE SUELO EN LA FUNCIONALIDAD DE LOS MICROORGANISMOS DEL SUELO, EXPERIENCIAS EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS
Dulce Flores-Rentería; Gabriela Guillen-Cruz; Karla Liliana López-García; René Juárez-Altamirano ... **658**

APLICACIÓN DE *TRICHODERMA ASPERELLUM* EN LA HUERTA DE MANZANA LA ESCONDIDA PARA EL CONTROL DE PATÓGENOS DEL SUELO
Melisa Madrid Molina; Sandra Pérez Álvarez; María Antonia Flores-Córdova; Crescencio Urías García, Marina Imelda Terrazas Gómez; Iván Grijalva Martínez ... **664**

EXPLORING RELATIONSHIP BETWEEN PERCEPTION INDICATORS AND MITIGATION BEHAVIORS OF SOIL EROSION IN UNDERGRADUATE STUDENTS IN SONORA, MEXICO
Alondra María Díaz Rodríguez; Laura Fernanda Barrera Hernández; Fannie Isela Parra Cota; Sergio de los Santos Villalobos ... **670**

POTENCIAL DE RECUPERACIÓN DE LA VEGETACIÓN A PARTIR DE LOS BANCOS DE SEMILLAS
Rafael Andrés Rodríguez Sabogal; Carolina Ramos Montaño ... **676**

INTERPOLACIÓN KRIGING PARA LAS VARIABLES DE FERTILIDAD DEL SUELO EN SANTO DOMINGO, HUASCA DE OCAMPO, HIDALGO
Vicente de Jesús Vega-Blancas; Demetrio S. Fernández-Reynoso; Antonia Macedo-Cruz; José Donaldo Rios-Berber; Alejandrina Ruiz-Bello ... **684**

DESALACIÓN DE SUELOS MEDIANTE BOMBEO DEL DRENAJE CON ENERGÍA EÓLICA EN DISTRITOS DE RIEGO
Leonardo Pulido-Madrigal ... **690**

División 4
Educación y Asistencia Técnica ... **697**

LA VERMICOMPOSTA COMO HERRAMIENA DIDÁCTICA PARA ABORDAR LA BIOLOGÍA DEL SUELO EN NIÑOS DE PREESCOLAR
Rosalía del Carmen Castelán Vega; José Víctor Tamaríz Flores; Lisett Santa Cruz Ludwig; Edel Gómez Otamendi; Marco Antonio Marín Castro ... **698**

PROGRAMA GLOBAL "LOS DOCTORES DEL SUELO": UN RETO DIDÁCTICO Y TÉCNICO
Rosalía del Carmen Castelán Vega; José Víctor Tamaríz Flores; Lisett Santa Cruz Ludwig; Edel Gómez Otamendi; Marco Antonio Marín Castro ... **702**

División 5
Ciencias de Frontera y Multidisciplinarias en Suelo

... **707**

NANOPARTÍCULAS DE PLATA O HEMATITA AFECTAN LA ACUMULACIÓN DE NUTRIENTES EN RAÍZ DE FRIJOL COMÚN
Jessica Denisse Valle García; Fabián Fernández Luqueño; Edgar Vázquez Núñez; Luc Dendooven **...** **708**

DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO Y PARÁMETROS DE RIEGO UTILIZANDO EL MODELO DE RYJOV
Omar Delgado-Rodríguez; Christian Cordero-Vázquez; Héctor Peinado-Guevara; Rodolfo Cisneros-Almazán **...** **714**

EFECTO DE LA APLICACIÓN FOLIAR DE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO EN LOS COMPUESTOS BIOACTIVOS EN FRUTOS DE PEPINO
Juan Manuel Nava-Santos; Pablo Preciado-Rangel; Gerardo Zapata-Sifuetes; Francisca Sánchez-Bernal; Guillén-Enríquez Reyna Roxana **...** **720**

LOS CONFLICTOS DE RESPONSABILIDAD EN EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN DEL RÍO ATOYAC EN LA FRONTERA TLAXCALA-PUEBLA
Andrés María-Ramírez; Emelia Higueras Zamora **...** **725**

NANOTECNOLOGÍA APLICADA A LOS SECTORES AGRÍCOLA Y AMBIENTAL
Fabián Fernández-Luqueño, César R. Sarabia-Castillo; Andrés P. Torres-Gómez; Nayelli A. Sigala-Aguilar; Selvia García-Mayagoitia; Ana L. Flores-Hernández; Jessica D. Valle-García; Amir Ali **...** **730**

ACONDICIONAMIENTO DE UN SUELO AGRÍCOLA CON NANOPARTÍCULAS DE TIO_2: EFECTOS SOBRE LA SIMBIOSIS MICORRÍZICA EN PLANTAS DE TRIGO
César Roberto Sarabia-Castillo; Andrés Patricio Torres-Gómez; Dulce Yaahid Flores-Rentería; Gabriela Guillen-Cruz, Fabián Fernández-Luqueño **...** **738**

APLICACIÓN FOLIAR DE NANOPARTÍCULAS DE ZINC MÁS QUITOSANO SOBRE EL DESARROLLO, ACTIVIDAD FOTOSINTÉTICA Y PRODUCCIÓN DE FRIJOL EJOTERO
Alejandro Palacio-Márquez; Carlos A. Ramírez-Estrada; Esteban Sánchez-Chávez; Damaris L. Ojeda-Barrios; Celia Chávez-Mendoza; Juan Pedro Sida-Arreola; Alondra Salcido- Martínez; Julio C. Anchondo-Páez **...** **744**

SINOPSIS SOBRE LOS PALEOSUELOS MIOCENICOS DEL DESIERTO DE LA TATACOA, HUILA, COLOMBIA
María Teresa Flórez Molina; Luis Norberto Parra Sánchez **...** **751**

EVALUACIÓN DE RETENCIÓN DE METALES PESADOS (Cd^{2+}, Cu^{2+} Y Pb^{2+}) EN SUELOS Y BIOSÓLIDOS UTILIZANDO TÉCNICAS ELECTROQUÍMICAS
José Manuel Flores-Álvarez; Kayim Pineda-Urbina; Zeferino Gómez-Sandoval **...** **757**

IMPACTO DE LA REGULACIÓN AMBIENTAL EN LAS EMISIONES AGRÍCOLAS DE N_2O EN MÉXICO
Víctor Manuel Montoya-Jasso; Martha Elva Ramírez-Guzmán; Víctor Manuel Ordaz-Chaparro; Gerardo Sergio Benedicto-Valdés; Enrique Ojeda-Trejo; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena **...** **763**

REHABILITACIÓN DE SUELOS SÓDICOS APLICANDO BIOMASA MICROALGAL
Ileana Castro-González; María de la Luz Xochilt Negrete-Rodríguez; Héctor Iván Bedolla-Rivera; Maria Evelyn Alvarez-Guerrero; Francisco Paúl Gámez-Vázquez; Eloy Conde-Barajas ... **768**

LOS NANOTUBOS DE CARBONO DE PARED MÚLTIPLE (MWCNTs) INDUCEN CAMBIOS QUIMICOS EN PLANTAS DE TOMATE (*Solanum Lycopersicum* L.) CULTIVADAS EN SUELO
Nayelli Azucena Sigala-Aguilar; Mercedes Guadalupe López-Pérez; Fabian Fernández-Luqueño ... **773**

SISTEMATIZACIÓN DE LA LEY DE ENFRIAMIENTO DE NEWTON PARA BALANCE ENERGÉTICO EN SUPERFICIES.
Ignacio Sánchez Cohen; Sergio Iván Jiménez Jiménez; Mariana de Jesús Marcial Pablo; Maritza Argelia Macías Corral ... **779**

ANÁLISIS PARAMÉTRICOS DE INTERCAMBIADORES DE CALOR TIERRA-AIRE ACOPLADOS CON ALETAS
Marcos Rafael Burlón Olivera; Nibia Raquel Navarro Pastor; Ana Maria Bersch Domingues; Jairo Valões de Alencar Ramalho; Honório Joaquim Fernando; Ruth da Silva Brum ... **785**

IMPACTO DE LA APLICACIÓN FOLIAR DE NANO ZINC-MOLIBDENO EN LA ASIMILACIÓN DE NITRÓGENO EN FRIJOL EJOTERO (*Phaseolus vulgaris* L.)
Carlos Abel Ramírez Estrada; Esteban Sánchez Chávez; María Antonia Flores Córdova; Celia Chávez Mendoza; Ezequiel Muñoz Márquez; Alejandro Palacio Márquez; Alondra Salcido Márquez; Julio César Anchondo Páez ... **792**

MONITOREO BIOQUÍMICO DE LA REMEDIACIÓN DE UN SITIO INTEMPERIZADO DE MINA ALTAMENTE CONTAMINADO DE SAN LUIS POTOSÍ
Ángeles Martínez Toledo; Donaji Josefina Ganzález Mille; Guillermo Espinoza Reyes; César Artuto Ilizaliturri ... **798**

INFLUENCIA DEL ÁCIDO HÚMICO EN EL TRANSPORTE DE NANOPARTÍCULAS DE CuO A TRAVÉS DE UNA MATRIZ POROSA REPRESENTATIVA DE UN SUELO AGRÍCOLA
Cesar David Condori Chambi; David Alejandro Estrada Acosta; Joan Sebastián Salas Leiva; Socorro Tarango Rivera; María Antonia Luna Velasco ... **805**

TEXTURA DEL SUELO EN COLOMBIA: APROVECHANDO PRODUCTOS DEL MAPEO DIGITAL DE SUELOS NACIONALES Y GLOBALES
Viviana Marcela Varón-Ramírez, Gustavo Alfonso Araújo-Carrillo, Mario Antonio Guevara Santamaría ... **811**

PHYTOSYNTHESIZED IRON NANOPARTICLES ELICITED GROWTH AND BIOSYNTHESIS OF STEVIOL GLYCOSIDES IN *INVITRO Stevia rebaudiana* PLANT CULTURES
Amir Ali, Fabián Fernández-Luqueño, Safir Ullah Khan, Sher Mohammad, Zia-ur-Rehman Mashwani ... **818**

ESFERAS DE ALGINATO CON UREA Y ÁCIDO LINOLEICO: UNA PROPUESTA DE INHIBIDOR BIOLÓGICO DE LA NITRIFICACIÓN
Berenice Avendaño-Morales; Claudia Hidalgo-Moreno; Julián Delgadillo-Martínez; Alejandro Alarcón; Maribel Jiménez-Fernández ... **823**

CALIBRACIÓN AUTOMÁTICA DE VALORES DE CONDUCTIVIDAD ELECTRICA DEL SUELO MEDIDA CON SENSORES DE INDUCCIÓN ELECTROMAGNETICA Y DETERMINADA EN LABORATORIO CON EXTRACTOS DE PASTA SATURADA ... **830**
Mario Guevara; Todd H. Skaggs, Elia Scudiero

ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO UTILIZANDO DATOS DE TELEDETECCIÓN MULTIESPECTRAL
Pedro Paulo Gomes de Oliveira; Rafael Delgado Martinez; Thais Correa de Assis; Paulo Costa de Oliveira Filho; Efrain Neri Ramirez; Carlos Antonio da Silva Junior; Adolfo López Pérez ... **834**

EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD DE LA PRODUCCIÓN DE HIGO (*Ficus Carica*) EN LA CUENCA SEMIÁRIDA DE LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR
Carla Patricia Villarreal Batista; Francisco Higinio Ruiz Espinoza; Enrique Troyo Diéguez ... **840**

LA PROMESA DEL MAPEO DIGITAL DE SUELOS PARA MEJORAR LA CALIDAD, CANTIDAD Y ACCESO A DATOS E INFORMACIÓN SOBRE SUELOS EN MEXICO ... **844**
Mario Guevara; Todd H. Skaggs, Elia Scudiero



División 1

Diagnóstico, Metodología y Evaluación del Recurso Suelo

MANEJO SUSTENTABLE DEL SUELO y PRODUCCIÓN HORTÍCOLA, UN ENFOQUE NECESARIO EN LA AGRICULTURA PERIURBANA

Claudia Hidalgo-Moreno[2]; Lucia Juárez-Rodríguez[1]; Francisco Hernández-López[2]; Juliana Padilla Cuevas[2]; Jorge Etchevers-Barra[2]

[1]Becaria del COMECYT en el Programa de Edafología del Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México. CP. 56230. [2]Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México. CP. 56230. hidalgo@colpos.mx

RESUMEN

La producción de alimentos en áreas periurbanas, es decir, aquellas situadas entre la continuidad de la vida rural y la gran concentración urbana (Ávila, 2004) es una realidad en México. Un ejemplo es el caso reportado en el Municipio de Texcoco, que destina el 26 % de su extensión territorial a la producción agrícola (SIAP; 2020). De esta superficie, las hortalizas. legumbres, ornamentales y frutales suman aproximadamente un 5 % del total (SIAP; 2020). Una evaluación de suelos destinados a la producción hortícola en esta zona se realizó en parcelas cultivadas con dos hortalizas chinas introducidas en la zona, *Brassica rapa* L. var. *chinensis* (pak choi) y *Brassica oleracea* L. var. *acephala* (kale). En las cuales se aplicó composta y Supermago, durante dos ciclos de crecimiento (primavera verano y otoño invierno). El diseño experimental fue bloques al azar. Los tratamientos ensayados fueron: Composta 10 t ha^{-1}, Composta 10 t ha^{-1}+ Supermagro al 4 %, Supermagro al 4 %, y Testigo sin aplicación. Para evaluar la calidad química del suelo se evaluó el pH, conductividad eléctrica, materia orgánica (MO), N Kjeldahl, P extraíble Olsen, y K, Ca, Mg y Na (intercambiables). Los datos se analizaron estadísticamente, y las medias se compararon (LSD, P≤0,05). De todos los tratamientos, la aplicación de Supermagro y Composta + Supermagro mantuvieron la fertilidad de los suelos.

PALABRAS CLAVE: *Brassica oleracea L. var. Acephala; Brassica rapa L. var. Chinensis; fertilizantes orgánicos; indicadores de calidad del suelo.*

INTRODUCCIÓN

En los últimos años zonas cercanas o que forman parte del municipio de Texcoco, Estado de México, han tenido un notorio desarrollo de la agricultura en parcelas de agricultores en pequeño, que generan productos sanos, de calidad y no tradicionales (stevia, verdolaga, espárragos, alcachofas, setas y lechugas, y otras verduras) comercializados en tianguis. En el presente estudio se trabajó con dos hortalizas chinas de reciente introducción en México: pak choi o repollo chino sin cabeza (*Brassica rapa* L. var. *chinensis*) y kale o col rizada (*Brassica oleracea* var. *acephala*). Las hojas de estas hortalizas son anchas, lo cual permite cubrir el suelo durante el ciclo de producción y protegerlo de la acción erosiva del agua y viento. Además, éstas poseen propiedades nutritivas y nutracéuticas beneficiosas para los consumidores (Šamec et al., 2018; Khan, 2022). Las características físicas, químicas

y biológicas del suelo definen su fertilidad potencial, y deben conocerse para evaluar las prácticas agrícolas que aseguren un uso sustentable del suelo, máxime en el caso de las hortalizas que son cultivos con una alta tasa de extracción de nutrientes del suelo. Son muy pocos los trabajos publicados que reportan información sobre los suelos en los que se cultivan estas hortalizas, la mayor parte se producen bajo agricultura protegida. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de composta y Supermago en las características y propiedades químicas del suelo, durante dos ciclos de crecimiento (primavera verano y otoño invierno).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos se establecieron en Purificación, Teotihuacán y San Luis Huexotla, Texcoco. Ambos tuvieron una duración de 7 meses (junio-diciembre de 2021) comprendiendo dos ciclos de crecimiento, primavera-verano (PV) y otoño-invierno (OI). Las hortalizas chinas introducidas fueron kale cultivar 'Kale verde' y pak choi cultivar 'Pak Choi White'. En Teotihuacán se utilizaron camas de siembra de 25 m de largo por 1.20 m de ancho y en cada cama se establecieron cinco hileras de cultivo separados a 25 cm, con riego por goteo. En Texcoco se manejaron surcos de 110 m de largo separados a 80 cm, los cultivos se establecieron a doble hilera, a tres bolillos, con riego rodado. El diseño experimental fue bloques completos al azar, con cuatro repeticiones por tratamiento y unidad experimental. Se evaluó la acción sobre el suelo de cuatro tratamientos: Testigo (T1), *i.e.* la condición del suelo del productor o referencia, Composta 10 t ha^{-1} (T2), Composta 10 t ha^{-1} + Supermagro al 4 % (T3), Supermagro al 4 % (T4). La composta se incorporó por única vez al suelo antes del ciclo de producción PV en cada localidad. El Supermagro es un biofertilizante líquido derivado de la fermentación anaeróbica de estiércol de bovino enriquecido con minerales y otros componentes (leche o suero de leche, melaza, cenizas) (Roa, 2015). La aplicación del Supermagro al 4 % (40 mL L^{-1}) al suelo y las primeras hojas del cultivo, se inició 1 día después de trasplante (DDT) y luego con una frecuencia de 14 días hasta finalizar el experimento. El pak choi recibió hasta tres aplicaciones por ciclo y el kale hasta ocho aplicaciones. Se realizaron dos muestreos de suelo en cada localidad, uno antes del establecimiento del cultivo (inicial) y otro a la cosecha (final). Se tomaron muestras a la profundidad 0-20 cm y se conformaron muestras compuestas (5-10 submuestras). Las propiedades químicas del suelo evaluadas fueron: 1) pH en agua (1:2), conductividad eléctrica (CE), 3) materia orgánica (MO), 4) N Kjeldahl, 5) P extraíble Olsen, y 6) cationes intercambiables (K, Ca, Mg y Na), los cuales se determinaron mediante procedimientos de rutina del laboratorio (SEMARNAT, 2002). A las variables evaluadas se les realizó un análisis de varianza (ANOVA) (SAS Institute, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo de Purificación, Teotihuacán, presentó un pH (H_2O, 1:2) moderadamente alcalino (8.1) durante los dos ciclos de cultivo en ambas hortalizas. La CE de 0.10 dS m^{-1} del suelo con pak choi y kale se incrementó hasta 0.70 dS m^{-1} en todos los tratamientos evaluados. El efecto de la salinidad fué despreciable (SEMARNAT, 2002). En todos tratamientos, la MO del suelo presentó un valor medio (3.2 %) al inicio del experimento, que disminuyó

ligeramente (2.5-2.8 %) al final. Las diferencias fueron estadísticamente significativas en las parcelas cultivadas con pak choi y kale. El N fue alto (0.19 %) al inicio del establecimiento, como consecuencia del manejo orgánico que practica el productor del sitio, y al finalizar presentó un ligero descenso (0.12-0.17 %) en todos los tratamientos. Solo se presentó diferencias estadísticas significativas en las parcelas cultivadas con pak choi. Lo mismo se observó para el P extraíble (P_{Olsen}) cuya concentración fue alta (94 ppm) en el suelo sin cultivo (T0), consecuencia del manejo orgánico del productor. Este elemento disminuyó significativamente (59-78 ppm) al finalizar el experimento en parcelas con pak choi y kale (T2, T3, T4). Si bien hubo disminución de N, MO y P en el suelo al finalizar el experimento, los aportes de Composta y Supermagro permitieron conservar estos elementos en el suelo cerca de los niveles iniciales, antes del establecimiento de las plantas. Lo anterior muestra las ventajas del uso de estos materiales orgánicos. Sin embargo, el aporte al suelo no fue suficiente para observar diferencias significativas en cuanto al rendimiento y otras variables evaluadas en ambas verduras (resultados que no se presentan en este trabajo). La disminución de MO reportada en el suelo refiere a la lenta mineralización de ésta que aporta N, P y otros nutrimentos al suelo. El contenido de Ca, Mg y K intercambiables en el suelo, inicialmente altos (SEMARNAT, 2002), aumentaron al finalizar el experimento (T2, T3 y T4). Las variaciones de Mg fueron de 14 a 18 cmol kg^{-1}. El Ca aumentó de 19 a 24 cmol kg^{-1}, con diferencias estadísticamente significativas en pak choi y kale. El K intercambiable aumentó de 3.3 a 4.5 cmol kg^{-1} en las parcelas con pak choi. Sin embargo, en kale no se observó diferencia significativa, donde K varió de 2.8-3.5 cmol kg^{-1}. El sodio intercambiable (Na) varió de 0.6 a 0.8 cmol kg^{-1} en todos los tratamientos (T2, T3 y T4) para ambas verduras.

En el suelo del ejido San Luis Huexotla, Texcoco, la aplicación de Composta y Supermagro al suelo con pak choi y kale, en todos los tratamientos (T2, T3, y T4), no provocó cambios significativos en el pH. Éste se mantuvo moderadamente alcalino (pH 8.2-8.4), lo que es un indicador del poder amortiguador del suelo producto de la adición de ambas enmiendas orgánicas. De igual manera la CE (<0.20 dS m^{-1}) no mostró cambios significativos por la aplicación de esos tratamientos en el corto tiempo, pero debería monitorearse su efecto en un plazo de un año. En las parcelas con pak choi y kale la MO después del experimento se mantuvo en un nivel medio (2.7-3.0 %) (SEMARNAT, 2002) cuando se aplicaron 10 t ha^{-1} de Composta sola o combinada con Supermagro al 4 % (T2, T3). Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas en ninguno de los tratamientos. El N del suelo después del experimento, alcanzó valores elevados (0.14- 0.20 %) en las parcelas con pak choi y kale, como resultado de la aplicación de Composta 10 t ha^{-1} y Supermagro al 4 %. Estos resultados reafirman que los tratamientos con materia orgánica empleados como enmiendas y fertilizantes orgánicos conservan la fertilidad del suelo al mantener los niveles de materia orgánicas iniciales, y también contribuyen a mejorar la condición química del suelo mediante el incremento de nitrógeno (Urra et al., 2019). En cuanto a la situación de P disponible, éste aumentó después del experimento, en todos los tratamientos (T2, T3 y T4). El mayor contenido de P_{Olsen} se observó con pak choi (42-57 ppm), en tanto que con kale solo alcanzó 27-38 ppm, sugiriendo que este cultivo posee mayor capacidad de extracción de este elemento, lo cual está asociado con mayor número y longitud de raíces laterales (Hammond et al 2009). El suelo después del experimento

presentó contenidos muy altos de Ca intercambiable (34 a 41 cmol kg^{-1}), con diferencias significativas solo en pak choi. Por el contrario, el Mg intercambiable después del experimento presentó diferencias significativas entre tratamientos, en parcelas con pak choi y con kale, y varió de 13 a 15 cmol kg^{-1}. El K y Na intercambiables después del experimento fueron altos y similares en todos los tratamientos. El K varió de 1.2 a 1.9 cmol kg^{-1} y el Na de 1.2 a 1.4 cmol kg^{-1}. El aumento generalizado de P, Ca y Mg en el suelo después del experimento, evidencia que los tratamientos orgánicos evaluados en parcelas con pak choi y kale son adecuados para la producción de estas hortalizas. Los niveles de Ca y Mg en el suelo son altos, con ello se cumple con los requerimientos reportados para Brassicas, mayores a los de otros vegetales y frutas (Pennington and Fisher, 2010). El K, Ca, Mg, y P en el suelo fueron altos como resultado de la aplicación de los tratamientos con Composta y Supermagro evaluados, estos elementos minerales se han reportado como los más importantes en diversos cultivares de kale (Waterlan et al., 2017). El N en el suelo se mantuvo o incrementó como resultado de los aportes de materiales orgánicos. Se observó una tendencia de asociación positiva entre el nitrógeno y el fósforo del suelo con el rendimiento y peso fresco y seco de pak choi, de manera similar a lo reportado por Liao et al. (2019).

CONCLUSIONES

En este experimento de corto plazo, la adición de Composta 10 t ha^{-1} y Supermagro al 4% solos y combinados permitieron mantener los niveles de nitrógeno total y de materia orgánica del suelo después de los dos ciclos de producción evaluados y con ello la fertilidad del suelo inicial. Estos tratamientos aumentaron los niveles de P, Ca y Mg en el suelo, elementos con alto nivel de demanda por estas hortalizas.

AGRADECIMIENTOS

Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología, Programa de Estancias de Investigación Especializadas COMECYT EDOMEX por la beca otorgada a la M. en C. Lucía Juárez Rodríguez y al SNI por la beca al M. en C. Francisco Javier Hernández López, programa Ayudantes de Investigación. Al grupo de trabajo de Fertilidad de Suelos del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, por brindarme la oportunidad para la realización de dicha estancia. Agradecimiento especial a los productores: Enrique Orestes González y Omar González Espinosa, quienes contribuyeron para poder llevar a cabo este estudio. A la Subdirección de Vinculación Campus Montecillo por el apoyo como parte de los Proyectos de transferencia de tecnología pertenecientes a la MAP "Región Oriente del Valle de México".

BIBLIOGRAFÍA

Ávila, Sánchez, Víctor. (2004). La agricultura en las ciudades y su periferia: un enfoque desde la Geografía. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía UNAM 53:98-121.

Hammond, J. P.; Broadley, M. R.; White, P. J.; King, G. J.; Bowen, H. C.; Hayden, R. et al. (2009). Shoot yield drives phosphorus use efficiency in *Brassica oleracea* and correlates

with root architecture traits. Journal of Experimental Botany. 60(7): 1953-1968. Doi: https://doi.org/10.1093/jxb/erp083

Khan, W. A; Hu, H.; Ann Cuin, T.; Hao, Y.; Ji, X.; Wang, J. and Hu, C. (2022). Untargeted metabolomics and comparative flavonoid analysis reveal the nutritional aspects of pak choi. Food Chemistry. 383:132375. Doi: https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.132375

Liao, J.; Ye, J.; Liang, Y.; Khalid, M. and Huang, D. (2019). Pakchoi antioxidant improvement and differential rhizobacterial community composition under organic fertilization. Sustainability. 11(8): 2424. Doi: https://doi.org/10.3390/su11082424

Pennington, J. A. T. and Fisher R. A. (2010). Food component profiles for fruit and vegetable subgroups. Journal of Food Composition and Analysis. 23(5): 411-418. Doi: https://doi.org/10.1016/j.jfca.2010.01.008

Roa, J. M. (2015). Supermagro: El abono orgánico del futuro. Revista Innovación Agrícola. 1(1): 24-27. https://itslr.edu.mx/Archivos2015/CARRERAS/IIAS/REVISTA/8_Supermagro.pdf

Šamec, D.; Urlić, B. and Salopek-Sondi, B. (2018). Kale (*Brassica oleracea* var. *acephala*) as a superfood: Review of the scientific evidence behind the statement. Critical Reviews in Food Science and Nutrition. 59(15): 1-37. Doi: https://doi.org/10.1080/10408398.2018.1454400

SAS Institute.(2002). The SAS system for Windows. Release 9.0. SAS Institute. Cary, NC.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2002). NOM-021-RECNAT-2000 (Norma Oficial Mexicana). Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. SEMARNAT. México, D. F.

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (SIAP) (2020). Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. Consultado en: https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/, 11/12/2021.

Urra, J.; Alkorta, I. and Garbisu, C. (2019). Potential benefits and risks for soil health derived from the use of organic amendments in agriculture. Agronomy. 9(9), 542. Doi: https://doi.org/10.3390/agronomy9090542

Waterland, N. L.; Moon, Y.; Tou, J. C.; Kim, M. J.; Pena-Yewtukhiw, E. M. and Park, S. (2017). Mineral content differs among microgreen, baby leaf, and adult stages in three cultivars of kale. HortScience. 52(4) : 566-571. Doi: https://doi.org/10.21273/HORTSCI11499-16





DISEÑO Y VALIDACIÓN DE PRIMERS CEPA-ESPECÍFICOS PARA LA DETECCIÓN DE UN CONSORCIO BACTERIANO PROMOTOR DEL CRECIMIENTO VEGETAL

Roel Alejandro Chávez-Luzanía[1]; Amelia C. Montoya-Martínez[1]; Fannie Isela Parra-Cota[2]
Sergio de los Santos-Villalobos[1]*

[1] Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de febrero 818 sur, CP. 85000, Cd. Obregón, Sonora, México.
[2] Campo Experimental Norman E. Borlaug, Instituto Nacional de Investigaciones forestales, Agrícolas y Pecuarias, Norman E. Borlaug Km. 12, C.P. 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.
sergio.delossantos@itson.edu.mx

RESUMEN

Satisfacer la demanda mundial de alimentos de manera sostenible, es y será uno de los grandes retos de la agricultura para las próximas décadas. En este contexto el uso de microorganismos promotores del crecimiento vegetal representa una forma de incrementar la producción agrícola. Estudios sobre un consorcio bacteriano compuesto por *Bacillus cabrialesii* TE3^T, *Priestia megaterium* TRQ8 y *Bacillus paralicheniformis* TRQ65 han mostrado efectos de promoción del crecimiento y control biológico en cultivos de trigo, dichos efectos dependen de la versatilidad por parte de los microbios para poder adaptarse a la matriz deseada, estos factores pueden alterar su establecimiento lo que representa un factor importante en el desarrollo de aplicaciones de estos recursos microbianos. Lo anterior ha hecho cobrar gran importancia a las técnicas como la PCR y el desarrollo de pangenomas, las cuales permiten la identificación y seguimiento de microorganismos de interés agrícola mediante el diseño de cebadores cepa-específicos. En el presente estudio se realizó la identificación de singletons en los genomas de TE3^T, TRQ8 y TRQ65 utilizando pangenomas. Estas regiones se usaron para el diseño de cebadores, los cuales fueron sometidas a validación en PCR multiplex utilizando: ADN puro de las tres cepas y ADN de muestras de suelo agrícola enriquecidas y no enriquecidas con el consorcio. Los cebadores diseñados permitieron la detección específica de TE3^T, TRQ8 y TRQ65 en PCR multiplex dentro del conjunto de genomas contenidos en las extracciones de ADN del suelo agrícola.

PALABRAS CLAVE: *Bacillus cabrialesii*; *Bacillus paralicheniformis; Diseño de primers*; *MPCV; Priestia megaterium*

INTRODUCCIÓN

Satisfacer de forma sostenible la demanda alimentaria mundial, atendiendo a una población creciente y con recursos naturales limitados, es y será por las próximas décadas uno de los grandes desafíos de agricultura, en este contexto, aumentar el suministro de alimentos utilizando recursos microbianos que generen vínculos benéficos con las plantas, con el fin de mejorar su desarrollo sin comprometer los recursos naturales utilizados, es una alternativa para lograr el alcance de la autonomía alimentaria mundial. Sobre esta línea, el Laboratorio de Biotecnología del Recurso Microbiano a través de la Colección de

Microorganismos Edáficos y Endófitos Nativos, estudia microorganismos de potencial interés agrícola (de los Santos-Villalobos et al., 2021). Dentro de COLMENA, Rojas-Padilla et al. y Robles-Montoya et al. en 2020 estudiaron la promoción del crecimiento del cultivo de trigo (*Triticum turgidum* L. subsp. *durum*) bajo la co-inoculación de TE3^{T}, TRQ8 y TRQ65, viendo una mejora en su desarrollo, además de mostrar efectos de biocontrol contra fitopatógenos (Villa-Rodríguez et al., 2019).

Es ampliamente aceptado que la eficacia de los mecanismos de promoción de crecimiento vegetal y el establecimiento de los Microorganismos Promotores del Crecimiento Vegetal (MPCV), en condiciones de campo, dependen de su versatilidad y capacidad de adaptación a los cambios ambientales, por lo anterior, la trazabilidad de los MPCV es crucial para determinar los factores que influyen en su establecimiento y, por tanto, en la eficiencia de promoción del crecimiento vegetal. La PCR, brinda una herramienta para el rastreo específico de microorganismos, sujeto a la existencia de fragmentos genómicos únicos de cada cepa de interés para el diseño de primer específicos (Rilling et al., 2019). La elaboración de pangenomas permite la comparación de un conjunto de genomas con el fin de obtener: secuencias homólogas entre todos los genomas (genoma *core*); secuencias que se encuentran presentes en dos o más genomas (genoma *non-core*); y aquellas secuencias que solo se encuentran en un genoma (*singletons*), por esta característica, los *singletons* permiten la distinción de microrganismos de interés por medio del diseño de *primers* específicos que amplifican regiones genéticas únicas (Guimarães et al., 2015).

Se sabe que la PCR es un método eficiente para trazar el establecimiento de una población microbiana de interés; sin embargo, no se dispone de un método para la trazabilidad de TE3^{T}, TRQ8 y TRQ65 una vez aplicadas en campos agrícolas (Rilling et al., 2019). Se hipotetiza que el diseño y validación de *primers* específicos a partir de los genomas de TE3^{T}, TRQ65 y TRQ8, utilizando genómica comparativa, permite su distinción por PCR multiplex, de manera que se puede utilizar para su detección en muestras de ADN de suelo agrícola. El presente estudio tuvo por objetivo diseñar y validar *primers* para la diferenciación del consorcio de interés por PCR multiplex en muestras de ADN de suelo agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la elaboración de los pangenomas se utilizó la plataforma KBase (Arkin et al., 2018) donde se importaron: los genomas de *B. cabrialesii* cepas TE3^{T}, 127185 2, C3, MBGLi51, MBGJa3 y ND23; *P. megaterium* cepas TRQ8, 171095_106, ATCC 14581, BMS, C765 y DSM 319; *B. paralicheniformis* cepas TRQ65, SB47, KJ-16, G-1, BL-09 y 12759; y un genoma *outgroup* de *Escherichia coli* SMS-3-5. Los genomas fueron anotados utilizando la herramienta RASTK-V1.073. Una vez obtenida la anotación de las regiones de codificación se utilizaron para la elaboración del pangenoma utilizando la herramienta Ortho MCL-V2.0, posteriormente se extrajeron los *singletons* para su ensayo de especificidad. Los *singletons* obtenidos fueron analizados utilizando la herramienta de BLAST® (Altschul et al., 1990). Se seleccionaron las secuencias con más de 300 pares de bases (pb) sin emparejamientos, estas fueron utilizadas para el diseño de *primers* en la plataforma Integrated DNA Technologies (Rozen & Skaletsky, 2000). Posteriormente los *primers* obtenidos fueron sometidos a un ensayo de especificidad en Primer-BLAST de BLAST® (Ye et al., 2012). Finalmente se realizó el análisis

de formación de estructuras secundarias utilizando el software AlleleID versión 7. Los pares de *primers* seleccionados fueron sintetizados por Sigma-Aldrich.

Las cepas TE3^T, TRQ65 y TRQ8, fueron obtenidas de COLMENA (de los Santos-Villalobos et al., 2021). Dichas cepas fueron sometidas a extracción de ADN utilizando el protocolo descrito por Raeder y Broda en 1985. Se realizó la extracción de ADN de suelo inoculado (1x10^6 células/g suelo) y no inoculado, utilizando el kit comercial DNeasy® PowerMax® Soil de QIAGEN. Las extracciones de ADN de cepas puras fueron sometidas a PCR uniplex con los *primers* sintetizados (desnaturalización inicial a 94 °C por 3 min, 35 ciclos de amplificación [94 °C por 30 s, temperatura de alineamiento dada por los primers utilizados en uniplex o multiplex por 40 s, y extensión a 72 °C por 30 s], extensión final a 72°C por 5 min), posteriormente se seleccionó un par de *primers* por cada cepa y se sometieron a PCR multiplex con ADN de suelo agrícola.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante la comparación del pangenoma, se obtuvieron un total de 781 singletons: 233 en el genoma TE3^T, 457 en el genoma TRQ8 y 91 en TRQ65. Dentro de los parámetros dados para el procesamiento de los pangenomas se puede establecer que los *singletons* obtenidos son regiones específicas de las cepas del consorcio de interés, y por ende, regiones potencialmente únicas de las mismas (Guimarães et al., 2015). Los *singletons* sin emparejamiento en BLAST® se consideran regiones únicas, a menos entre aquellas reportadas en la base de datos. Utilizando estas secuencias se diseñaron 89 pares de *primers* para las 3 cepas (datos no mostrados). La base de datos de Primer-BLAST mostró emparejamiento con 52 de los 89 pares de *primers* diseñados, por lo que fueron descartados. Se obtuvieron 37 pares de *primers* específicos: 22 de TE3^T, 8 de TRQ8 y 7 de TRQ65. Posterior al análisis de formación de estructuras secundarias se conservaron 3 pares de primers por cada cepa (denotados alfabéticamente de A al I, datos no mostrados).

La evaluación de PCR punto final de cada par de *primers* en uniplex, usando el material genético extraído de TE3^T, TRQ8 y TRQ65 (Figura 1), mostró que se producen amplicones aproximados a la longitud esperada (datos no mostrados) y, únicamente con el ADN de la cepa para la cual fueron diseñados. Además, la amplificación del gen r16S como control positivo fue obtenida correctamente y los controles negativos sin ADN molde de cada conjunto de primers se mostró sin amplificación lo que denota una correcta preparación de reacciones.

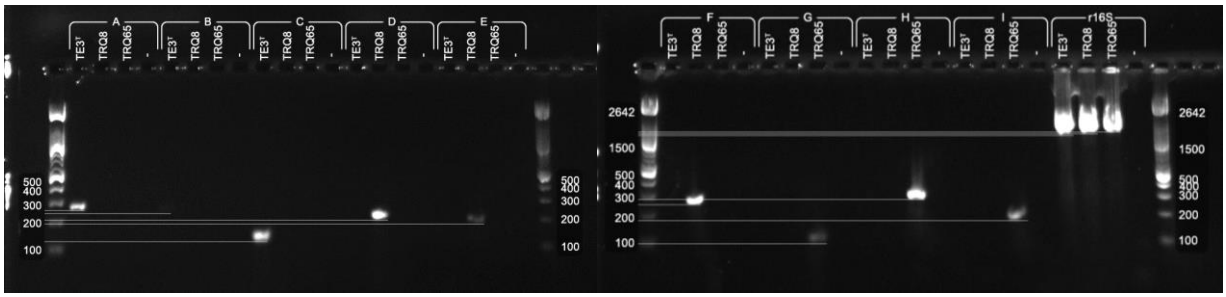


Figura 1. Electroforesis de resultados de PCR a temperatura óptima de alineamiento de los primers A al I y amplificación del gen r16S

Con respecto a los resultados obtenidos en la figura 1, se eligieron los *primers* C, D y H por la eficiencia de amplificación mostrada y la diferencia de tamaños de amplicón. Se realizaron pruebas de PCR multiplex con temperaturas de alineamiento (Tm)de 54, 55 y 56 °C atendiendo a la media aritmética de las Tm de los pares de *primers* elegidos, siendo la temperatura de 54°C la que exhibió mejor amplificación. Los resultados obtenidos de PCR multiplex, utilizando ADN genómico extraído de la muestra de suelo sin previa inoculación, no mostró bandas de amplificación, como se muestra en la figura 2, por otro lado, la amplificación del gen r16S, usado como control positivo, fue exitosa, lo que indica que el proceso de recuperación de ADN de suelo utilizado logró extraer de forma efectiva el material genético bacteriano. Por lo que se establece que los *primers* utilizados, no causan inespecificidades con los genomas del microbioma contenido en el suelo. Por otro lado, los resultados de PCR multiplex utilizando ADN genómico obtenido de suelo enriquecido con el consorcio de interés mostró amplificaciones en los tamaños de banda esperados. Como se observa en la figura 3 en el carril SC del apartado C-D-H, se obtuvieron bandas que corresponden con los tamaños de banda diseñados: TE3^{T} (126 pb), TRQ8 (202 pb), y TRQ65 (274 pb) respectivamente. Además, la amplificación del gen r16S como control positivo fue correcta exhibiendo una banda entre los 1500 pb y 1600 pb. Aunado a lo anterior, la secuenciación de los amplicones producidos mostraron que las regiones amplificadas corresponden con las secuencias obtenidas *in sillico*, lo que corrobora la identidad de las bandas obtenidas en los experimentos anteriores (Mosimann et al., 2017).

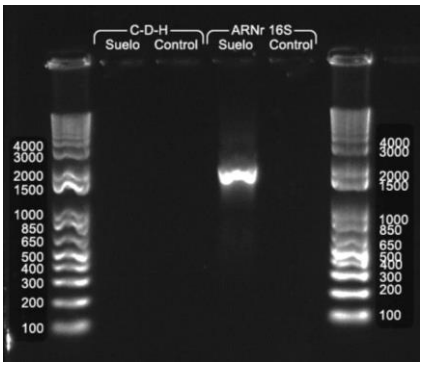


Figura 2. PCR multiplex con *primers* C, D y H con ADN de suelo (S) y amplificación del gen r16S como control positivo

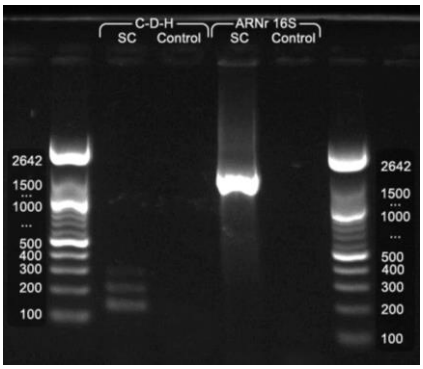


Figura 3. PCR multiplex con *primers* C, D y H con ADN de suelo enriquecido con el consorcio de interés (SC) y amplificación del gen r16S como control positivo

CONCLUSIONES

En este trabajo, los resultados de los ensayos uniplex y multiplex indicaron que los pangenomas y el análisis discriminatorio utilizando bases de datos especializadas brindan herramientas efectivas para el diseño de *primers* que permitan amplificar específica y eficientemente las cepas estudiadas. Por lo tanto, aquí presentamos el primer diseño de cebadores capaces de detectar e identificar *Bacillus cabrialesii* TE3^{T}, *Priestia megaterium* TRQ8 y *Bacillus paralicheniformis* TRQ65. Por lo tanto, la investigación futura que emplee los mismos enfoques bioinformáticos y pangenómicos, como se informa aquí, se centrará en el

desarrollo de pares de cebadores de PCR para la cuantificación de estas cepas bacterianas en el campo. Así, la estrategia descrita en este trabajo puede ser ampliamente utilizada para el diseño de conjuntos de cebadores para la detección y cuantificación de otras cepas de interés con fines de afiliación taxonómica, combate a la biopiratería y protección comercial de productos biológicos.

BIBLIOGRAFÍA

Altschul, S. F., Gish, W., Miller, W., Myers, E. W., & Lipman, D. J. (1990). Basic local alignment search tool. *Journal of Molecular Biology*, *215*(3), 403–410. https://doi.org/10.1016/S0022-2836(05)80360-2

Arkin, A. P., Cottingham, R. W., Henry, C. S., Harris, N. L., Stevens, R. L., Maslov, S., Dehal, P., Ware, D., Perez, F., Canon, S., Sneddon, M. W., Henderson, M. L., Riehl, W. J., Murphy-Olson, D., Chan, S. Y., Kamimura, R. T., Kumari, S., Drake, M. M., Brettin, T. S., … Yu, D. (2018). KBase: The United States Department of Energy Systems Biology Knowledgebase. *Nature Biotechnology*, *36*(7), 566–569. https://doi.org/10.1038/nbt.4163

de los Santos-Villalobos, S., Díaz-Rodríguez, A. M., Ávila-Mascareño, M. F., Martínez-Vidales, A. D., & Parra-Cota, F. I. (2021). COLMENA: A Culture Collection of Native Microorganisms for Harnessing the Agro-Biotechnological Potential in Soils and Contributing to Food Security. *Diversity*, *13*(8), 337. https://doi.org/10.3390/d13080337

Guimarães, L. C., Benevides de Jesus, L., Canario Viana, M. V., Artur, S., Juca Ramos, R. T., de Castro Soares, S., & Azevedo, V. (2015). Inside the Pan-genome - Methods and Software Overview. *Current Genomics*, *16*(4), 245–252. https://doi.org/10.2174/1389202916666150423002311

Mosimann, C., Oberhänsli, T., Ziegler, D., Nassal, D., Kandeler, E., Boller, T., Mäder, P., & Thonar, C. (2017). Tracing of Two Pseudomonas Strains in the Root and Rhizoplane of Maize, as Related to Their Plant Growth-Promoting Effect in Contrasting Soils. *Frontiers in Microbiology*, *7*(2150). https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02150

Raeder, U., & Broda, P. (1985). Rapid preparation of DNA from filamentous fungi. *Letters in Applied Microbiology*, *1*(1), 17–20. https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.1985.tb01479.x

Rilling, J. I., Acuña, J. J., Nannipieri, P., Cassan, F., Maruyama, F., & Jorquera, M. A. (2019). Current opinion and perspectives on the methods for tracking and monitoring plant growth–promoting bacteria. *Soil Biology and Biochemistry*, *130*(November 2018), 205–219. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.12.012

Robles-Montoya, R. I., Chaparro-Encinas, L. A., Parra-Cota, F. I., & de los-Santos Villalobos, S. (2020). Mejorando rasgos biométricos de plántulas de trigo con la inoculación de un consorcio nativo de Bacillus. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *11*(1), 229–235. https://doi.org/10.29312/remexca.v11i1.2162

Rojas-Padilla, J., Chaparro-Encinas, L. A., Robles-Montoya, R. I., & de-los Santos Villalobos, S. (2020). Promoción de crecimiento en trigo (Triticum turgidum L. subsp. durum) por la co-inoculación de cepas nativas de Bacillus aisladas del Valle del Yaqui, México. *Nova Scientia*, *12*(24). https://doi.org/10.21640/ns.v12i24.2136

Rozen, S., & Skaletsky, H. (2000). Primer3 on the WWW for General Users and for Biologist Programmers. *Methods in Molecular Biology*, *132*, 365–386.

Villa-Rodríguez, E., Parra-Cota, F., Castro-Longoria, E., López-Cervantes, J., & de los Santos-Villalobos, S. (2019). Bacillus subtilis TE3: A promising biological control agent against Bipolaris sorokiniana, the causal agent of spot blotch in wheat (Triticum turgidum L. subsp. durum). *Biological Control*, *132*, 135–143. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.02.012

Ye, J., Coulouris, G., Zaretskaya, I., Cutcutache, I., Rozen, S., & Madden, T. L. (2012). Primer-BLAST: A tool to design target-specific primers for polymerase chain reaction. *BMC Bioinformatics*, *13*(134), 1–11.

DETERMINACIÓN DE ÉTERES DIFENÍLICOS POLIBROMADOS (PBDEs) EN SUELOS DE BASUREROS IRREGULARES EN TIJUANA BAJA CALIFORNIA

Diana Dolores Rodríguez Mendivil[1]; Enrique García Flores[1]; Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki[1]; Luis Carlos González Márquez[2]; Miguel Ángel Pastrana Corral[1]

[1]Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Calzada Universidad 14418, Parque Industrial Internacional Tijuana, UABC, 22424 Tijuana, Baja California. México
[2]Depto. de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Occidente, Unidad Regional Guasave, Avenida Universidad S/N, Flamingos, 81048, Guasave. Sinaloa, México. fwakida@uabc.edu.mx

RESUMEN

Los éteres difenílicos polibromados son contaminantes orgánicos persistentes que se encuentran ampliamente en el medio ambiente debido a su uso extenso como retardantes de flama, los cuales representan una gran amenaza a la salud humana y los ecosistemas. Con el objetivo de evaluar la concentración de 7 PBDEs en suelos de basureros irregulares, se analizaron un total de 50 muestras en siete basureros de la ciudad de Tijuana. Las concentraciones promedio Σ7 PBDEs en los sitios fue entre 451 µg kg^{-1} y 6362 µg kg^{-1}, siendo los PBDEs más abundantes el BDE-100, BDE-047 y BDE-099. Las concentraciones obtenidas en este estudio son más altas que muchos estudios publicados de PBDEs en suelos de sitios de disposición de residuos electrónicos o rellenos sanitarios. El posible origen de estos contaminantes son los artículos de plásticos, corazas plásticas de computadoras y televisiones, cables y otros productos que son dispuestos en estos sitios.

PALABRAS CLAVE: *contaminación; BDE-47; PBDE; residuos; tiraderos*

INTRODUCCIÓN

En la ciudad de Tijuana Baja California se han detectado aproximadamente 300 basureros irregulares (El mexicano, 2021), donde va a parar todo tipo de residuos, siendo estos, un problema de contaminación y de salud pública. En mucho de estos basureros es una práctica común realizar quemas de basura para evitar malos olores. Aunado a esto, muchos artículos que se descartan en los Estados Unidos, como ropa, muebles y todo tipo de mercancía, son después vendidos en mercados sobre ruedas (tianguis) o tiendas de segunda que después terminan en estos basureros irregulares.

Los éteres difenílicos polibromados (PBDE por sus siglas en inglés) consisten en dos anillos bencénicos unidos por un enlace éter (C-O-C), que están sustituidos por uno a diez átomos de bromo, su fórmula general es $C_{12}H_{(0-9)}Br_{(1-10)}$. Los PBDEs se clasifican según el grado de bromación. El término homólogo se utiliza para referirse a los PBDEs con un mismo número de átomos de Br, cada grupo de homólogo está formado por uno o varios congéneres dependiendo del número y las posiciones de los átomos de bromo en los dos anillos de fenilo. Los PBDEs comerciales consisten predominantemente en penta-(PeBDE),

octa-(OBDE) y decabromodifenil éteres (DeBDE). Estos productos no son sustancias puras, sino una mezcla de distintos congéneres de PBDEs. Los más importantes congéneres dentro de los productos penta son el BDE-47 y el BDE-99, los cuales forman aproximadamente el 37% del total de la composición. El producto deca es dominada principalmente por un principal congénere, el BDE 209 (Alcock *et al*., 2003). Los PBDEs son usados como retardantes de flama, es decir retardar la ignición y por lo tanto incrementar el tiempo disponible de escape en un evento de incendio. Por lo mismo fueron ampliamente usados en esponjas de muebles, en las corazas de plástico de computadoras y televisiones, aislantes de cables, tapicerías de muebles, en alfombras y en interiores de automóviles (Barrera Cordero et al., 2007). En pruebas con ratones y ratas han mostrado que los PBDEs causan neurotoxicidad, toxicidad a la glándula tiroides e hígado, inmunotoxicidad, efectos en el páncreas (diabetes) y desarrollo de cáncer (EPA, 2017). El objetivo de este trabajo fue evaluar las concentraciones de PBDEs en suelo de basureros irregulares en la ciudad de Tijuana Baja California.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

Siete basureros irregulares fueron muestreados, colectándose 50 muestras, 20 muestras en el sitio 1 y 5 muestras en el resto de los sitios (S2-S7). El área de los sitios de muestreos fue entre 0.10 a 10 hectáreas. En la totalidad de los sitios se observaron residuos domésticos como: electrónicos, textiles, papel, residuos de materiales de construcción y basura voluminosa como refrigeradores descompuestos y muebles, así como neumáticos. En la gran mayoría de estos basureros se observaron restos de quemas de basura y cables para recuperar metales como el cobre.

Análisis de muestras

El método USEPA 1614A fue utilizado para la determinación de PBDEs. Para el método de extracción se pesó aproximadamente 30 ± 0.1 g de muestra dentro de un vaso de precipitado de 250 ml y se mezcló con 10 g de sulfato de sodio anhidro. La extracción de las muestras fue con baño ultrasónico (Digital Ultrasonic Cleaner, modelo CD-4860); por cada lote se incluyeron dos muestras fortificadas con los analitos de interés. Se realizaron dos extracciones de 100 ml cada una con diclorometano, las muestras fueron extraídas durante 5 minutos y filtradas con papel filtro dentro de un vaso Buchner con 5 g de sulfato de sodio anhidro. El extracto fue concentrado y, antes de llevar a cabo la técnica de limpieza se realizó un cambio de solvente. Las columnas fueron preparadas con sílica gel activada y sulfato de sodio anhidro. La columna fue pre eluida con 50 ml de hexano, descartando el eluente, justo antes de que el sulfato de sodio quede expuesto se transfirieron 2 ml del extracto de la muestra dentro de la columna dando un enjuague con 2 ml de hexano para completar la transferencia. Finalmente, la columna fue eluida con 25 ml de hexano, el eluente fue colectado dentro de un vaso de concentración Kuderna-Danish (K-D) para concentración y el extracto fue reducido a 1 ml bajo una corriente de nitrógeno para su análisis por cromatografía de gases GC/MS. La determinación analítica se llevó a cabo con un

Cromatógrafo de Gases Marca Agilent Modelo 6890 Series con Detector Selectivo de Masas Marca Agilent Modelo 5973 Network. Columna capilar de sílica fundida de 30 metros de largo, diámetro interno 0.25 mm, grosor de membrana 0.25 µm (DB-5MS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El intervalo de concentraciones media de Σ7 PBDEs fue entre 451 µg kg^{-1} y 6362 µg kg^{-1} (Figura 1). La más alta concentración fue observada en el sitio S7, en este sitio se observó que la quema de basura es común, además se encontraron las dos concentraciones más altas de este estudio (14717 y 10571 µg kg^{-1}). El tipo de residuos observados en este sitio es principalmente plástico de electrónicos, productos plásticos y de cartón los cuales son acumulados por personas recolectoras de basura que habitan el cañón, el segundo sitio con mayor concentración promedio es el sitio S2 con un valor de 3111 µg kg^{-1}, en este lugar se desechan materiales provenientes del hogar como salas, mesas, refrigeradores, colchones y llantas principalmente. La concentración promedio encontrada en los sitios S3 y S5 fueron 1655 y 1856 µg kg^{-1}, respectivamente. Los sitios S2 y S6 presentan concentraciones comparables entre sí, 1203 y 1327 µg kg^{-1}, respectivamente. El sitio de menor concentración es el sitio S4 con una concentración de 451 µg kg^{-1}. Las concentraciones encontradas en los basureros irregulares de Tijuana son comparables con las concentraciones encontradas por Wang *et al*., (2014) en un sitio de residuos electrónicos en Guangdong, China cuyo intervalo de concentraciones fue entre 13.9 y 13251.2 µg kg^{-1}. Pero en general las concentraciones de este estudio fueron más altas que las concentraciones reportadas por otros estudios. Por ejemplo, la concentración promedio en basureros de Tijuana es aproximadamente 88 veces más alta que la concentración promedio reportada en diferentes suelos de rellenos sanitarios en el sureste asiático (Eguchi *et al*., 2013). Once veces más alta que la concentración promedio en suelos de rellenos sanitarios en el norte de Canadá (Danon-Schaffer *et al*., 2008) y tres veces más alta que la concentración promedio reportada por Matsukami *et al*., (2017) para suelos de áreas de sitios de procesamiento informal de residuos electrónicos en Vietnam.

En la Figura 1 se muestra la concentración promedio de los diferentes congéneres analizados. Se puede observar que en todos los sitios los congéneres con una mayor concentración son en orden descendente BDE-100, BDE-49 y BDE-99, con concentraciones promedio de 1062, 795 y 223 µg kg^{-1}, respectivamente. Estos congéneres son considerados componentes principales del PentaBDE, que de acuerdo con la evidencia científica es la mezcla más peligrosa para el medio ambiente y el ser humano. Además, las concentraciones promedio de BDE-154 y BDE-153 fueron 110 y 57 µg kg^{-1}, respectivamente. Estos son componentes menores del pentaBDE y del octaBDE (11%) (La Guardia *et al*., 2006). La Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) ha calculado valores de detección (screening levels) para BDE-47 (6300 µg kg^{-1}), BDE-99 (6300 µg kg^{-1}) y BDE-153 (13000 µg kg^{-1}) para suelos de uso habitacional. Ninguna de las muestras analizadas en este estudio excede estos valores.

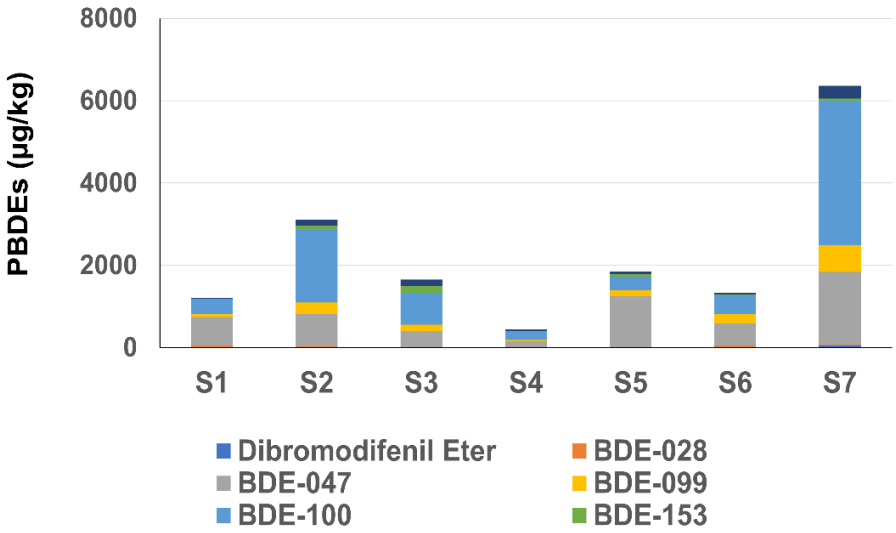


Figura 1. Concentraciones totales y de congéneres de PBDEs en los sitios de muestreo

CONCLUSIONES

Los resultados han mostrado la presencia de PBDEs en suelos de todos los basureros irregulares muestreados en Tijuana. Estos tuvieron un intervalo entre 451 µg kg^{-1} y 6362 µg kg^{-1}. El PBDE de mayor concentración presente en la mayoría los sitios es el BDE-100, excepto en el sitio S1 donde el BDE de mayor concentración fue el BDE-047. Todos los sitios presentan un patrón muy similar en cuanto a la presencia de los siguientes BDES: BDE-100 > BDE-047 > DBE-099. En 5 de 7 sitios hay presencia del BDE-153 y BDE-154 aunque en menor proporción que el resto. Las altas concentraciones de PBDEs encontradas en los suelos de los basureros muestreados, son debido al tipo de residuos descartados en esto sitios (muebles, plásticos, textiles, carcasas de equipos de cómputo y televisores, partes de automóviles, alfombras y carpetas).

BIBLIOGRAFÍA

Barrera Cordero J, Castro Díaz J, Gavilán García A (2007). Los retardantes de flama polibromados ¿nuevas sustancias de prioridad ambiental?. INECC. Disponible en http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/438/cap4.html#:~:text=Los%20PBDE%20se%20utilizan%20mucho,televisores%20y%20otros%20equipos%20electr%C3%B3nicos. Consultado el 27 de junio de 2022.

Danon-Schaffer MN, Grace JR, Ikonomou MG (2008). PBDEs in waste disposal sites from northern Canada. Organohalogen Compd. 70, 365-368.

EPA (2017). Technical Fact Sheet – Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs). EPA. Disponible en https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-03/documents/ffrrofactsheet_contaminant_perchlorate_january2014_final_0.pdf consultado en 28 de junio 2022.

Eguchi A, Isobe T, Ramu K, Tue NM, Sudaryanto A, Devanathan G, Viet RS, Takahashi S, Annamalai S, Tanabe S (2013). Soil contamination by brominated flame retardants in open waste dumping sites in Asian developing countries. Chemosphere 90 (9), 2365-2371. 10.1016/j.chemosphere.2012.10.027

El mexicano (2021). Reducen basureros clandestinos en Tijuana. Publicado el 21 de abril 2021. Disponible en https://www.el-mexicano.com.mx/Noticia/Estatal/5596/Reducen-basureros-clandestinos-en-Tijuana Consultado el 27 de junio de 2022.

La Guardia MJ, Hale RC, Harvey E (2006). Environmental debromination of decabrominated diphenyl ether. Presented at BFR 2004: the third international workshop on brominated flame retardants. Toronto, Canada.

Matsukami H, Suzuki G, Someya M, Uchida N, Tue NM, Tuyen LH, Viet PH, Takahashi S, Tanabe S, Takigami H (2017). Concentrations of polybrominated diphenyl ethers and alternative flame retardants in surface soils and river sediments from an electronic waste-processing area in northern Vietnam, 2012-2014. Chemosphere 167:291-299 doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.147

Wang S, Zhang S, Huang H, Niu Z, Han W. (2014). Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated and methoxylated PBDEs in soils and plants from an e-waste area, China. Environ Poll 184:405-413 10.1016/j.envpol.2013.09.021

ANÁLISIS ELEMENTAL DE MUESTRAS DE SUELO MEDIANTE CALENTAMIENTO Y ESPECTROSCOPÍA DE ROMPIMIENTO INDUCIDO POR LÁSER, COMBINADO CON ALTA TENSIÓN

Mitzi Jocelyn Amador Mejía [1]*; Hugo Sobral [1]

[1]Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, México. mitziamadorr@gmail.com

RESUMEN

La evaluación integral de la calidad del suelo podría mejorar el manejo actual en los sistemas agrícolas. Técnicas de análisis rápido, como la Espectroscopía de Rompimiento Inducido por Láser (LIBS), es ventajosa para el análisis elemental del suelo. En LIBS la emisión de un láser pulsado de alta potencia es concentrada sobre una muestra, produciendo un plasma ablación, que es analizado espectroscópicamente. Sin embargo, la sensibilidad de detección de los elementos traza por LIBS es menor en comparación con otras técnicas convencionales. En este trabajo, el objetivo es mejorar la sensibilidad de detección de cadmio en una muestra de material de referencia certificado de suelo franco, usando la técnica de LIBS combinada con técnicas de intensificación. Para ello, se utilizó un pulso eléctrico de alto voltaje (HV) de 500 ns de duración, para re-excitar la emisión de los plasmas producidos por láser. También se investigó el efecto sobre la señal de LIBS, cuando la muestra se calienta hasta 400 °C y combinando LIBS con HV. Para cada condición experimental, se optimizó el retraso para maximizar la relación señal-ruido. La luz se recogió mediante una fibra óptica y se analizó con un espectrómetro Echelle acoplado a una cámara ICCD en el intervalo espectral de 210-820 nm. Los resultados muestran una reducción del límite de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) en un factor de tres, en comparación con los valores obtenidos con LIBS.

PALABRAS CLAVE: *Descarga de alta tensión; LIBS; mejora de la señal*

INTRODUCCIÓN

La evaluación de la calidad del suelo y su manejo en sistemas agrícolas, incluidos los nutrientes de las plantas y los elementos tóxicos, podrían mejorar la sostenibilidad de la producción. Para esto, se deben conocer y evaluar las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo; como el contenido de nutrientes, el pH, el contenido de materia orgánica, entre otros (Tejada, *et al*., 2006). Para evaluar estas propiedades se requiere de varias técnicas como la espectroscopía de absorción atómica (AAS) o la espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). La mayoría de estas técnicas requieren una preparación específica de las muestras y los resultados se obtienen en horas o días. Por esta razón, estas técnicas están limitadas para mediciones en tiempo real dentro de una cadena de producción o en gran escala. En este contexto, las técnicas de análisis más rápido representan una ventaja, como es el caso de la técnica de espectroscopía

de fluorescencia de rayos X (XRF) o la técnica de espectroscopía de rompimiento inducido por láser (LIBS), por sus siglas en inglés.

La técnica de LIBS, es una herramienta de análisis espectroquímico de una gran variedad de materiales y se ha usado desde hace más de tres décadas para la determinación elemental, con un gran número de ventajas incluyendo: costo de análisis competitivo, no se requiere mayor preparación de la muestra, puede analizar un gran número de materiales sin necesidad de usar sistemas de vacío o una atmósfera controlada, etc. Se pueden hacer estudios en forma remota hasta varios cientos de metros de distancia, lo que permite trabajar en ambientes hostiles (Cremers, *et al.*, 2006). También, la técnica puede ser aplicada *in situ* cuando las muestras no pueden llevarse a un laboratorio (Miziolek, *et al.*, 2006). El análisis en general es muy poco destructivo y sólo se requieren pocos nanogramos de muestra para conocer su composición. Sin embargo, su principal desventaja frente a técnicas como ICP-OES, es que su sensibilidad de detección llega a partes por millón, cuando esta última es varios órdenes de magnitud mayor.

En muestras de suelo, se ha empleado la técnica de LIBS para analizar y determinar el contenido de carbono, contaminantes, macro y micronutrientes (Villas-Boas, *et al.*, 2019). También, se ha usado para inferir propiedades físicas y químicas del suelo (Ferreira, *et al.*, 2015). Debido a estas ventajas, LIBS se ha convertido en una técnica prometedora que puede combinarse con otras técnicas para realizar análisis directos de suelos en tiempo real.

El objetivo general de este proyecto fue mejorar la sensibilidad de detección del elemento cadmio en una muestra de suelo franco, basados en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, 2007). El cadmio es un contaminante que puede encontrarse en los suelos. Para esto, se empleó una descarga de alta tensión y el calentamiento de la muestra.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se usó un material de referencia certificado (MRC) *Loam Soil B*, marca *high-purity standards*, con el que se hicieron pastillas. De manera general, se pesó en una balanza analítica 1 g de la muestra y se almacenó en contenedores de polipropileno. Posteriormente, se formaron las pastillas en una prensa hidráulica de la marca *Enerpac* con una carga de 3 000 lb plg $^{-2}$ durante 1.5 minutos.

La figura 1 muestra un esquema del dispositivo experimental empleado para medir con la técnica de LIBS e implementando dos técnicas de intensificación para mejorar la sensibilidad de detección: calentamiento y descarga de alta tensión (Robledo-Martinez, *et al.*, 2018).

Se usó un láser pulsado Nd:YAG modelo *Surelite III*, marca *Continuum*. Se operó en su longitud de onda fundamental de 1064 nm, con una tasa de repetición de 0.5 Hz y una energía de 50 mJ, correspondiente a una irradiancia aproximada de 14 GW cm^{-2}. El haz del láser se enfocó con una lente plano-convexa de 10 cm. La muestra se colocó sobre una platina con movimiento x,y,z para poder ajustar la distancia focal y desplazarla para analizar diferentes regiones espaciales. La luz emitida por el plasma fue colectada con una lente colimadora de cuarzo de 5 mm de diámetro que se colocó a unos 6 cm del plasma producido por el láser. La luz se envió a través de una fibra óptica de 400 mm a un espectrógrafo

Echelle modelo *Aryelle 200*, marca *LTB Lasertechnik* en el intervalo de longitudes de onda de 210 - 820 nm. La luz dispersada se detectó con un dispositivo de cargas acopladas intensificada (ICCD) modelo *334-18F-03*, marca *Andor*. La muestra se analizó en 10 puntos diferentes (horadados) en los que se adquirieron 10 espectros individuales para cada condición experimental, obteniendo un total de 100 espectros.

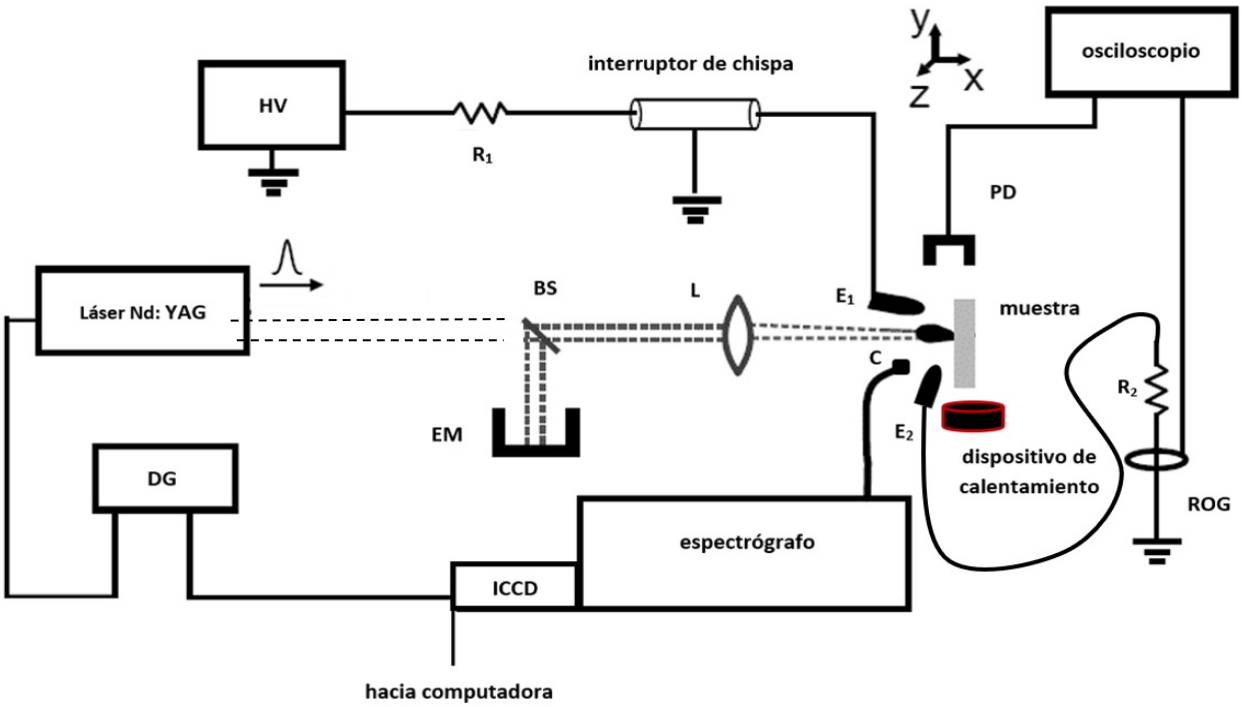


Figura 1. Esquema del dispositivo experimental para LIBS asistida con descarga de alta tensión y calentamiento de la muestra. HV: fuente de alto voltaje; R: resistencias, R1: 1 MΩ; R2: 50 Ω; $E_{1,2}$: electrodos; PD: fotodiodo; ROG: bobina de Rogowski; C: colimador; ICCD: cámara de fotografía rápida; DG: generador de pulsos con retraso variable; BS: divisor de haz; EM: medidor de energía; L: lente.

El tiempo en el que se abrió el obturador de la cámara ICCD a partir de la generación del plasma, se fijó en 1.5 µs. Mientras que el tiempo de adquisición de la luz fue de 100 µs. Las intensidades de la transición de cadmio se calcularon a partir del valor promedio obtenido de las adquisiciones correspondientes a los diez horadados. La señal de la línea de emisión del analito se obtuvo a partir del pico de emisión de la transición a la línea base, ajustada por un perfil de Lorentz.

Para la descarga de alta tensión, se ajustó la altura y distancia entre los electrodos, de forma que el pulso de alta tensión de 12 kV, se descargara sobre la muestra 1.5 µs después del disparo del láser.

Finalmente, para el calentamiento de la muestra se usó un contenedor de cerámica. Dentro se adaptó una lámpara de halógeno de 500 W y en la parte superior se colocó una

placa metálica donde se dispuso la muestra. La temperatura se mantuvo en un intervalo entre 400 ± 20 °C y fue monitoreada por medio de un termopar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El valor de la concentración de referencia total (CR_T) de cadmio reportado en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 es de 37 mg kg^{-1}. Esta concentración se refiere a la masa del elemento químico regulado, por encima de la cual se considera existe riesgo de que se generen efectos adversos para la salud humana en suelos de uso agrícola, residencial y comercial.

En el cuadro 1, se muestran los resultados obtenidos para una muestra de MRC *Loam B*, empleando LIBS combinada con técnicas de intensificación. La concentración de cadmio en la muestra es 84.3 ± 5.9 µg g^{-1}. Se analizó en 10 puntos diferentes (horadados) en los que se adquirieron 10 espectros individuales para cada condición experimental, obteniendo un total de 100 espectros. En el cuadro se observa para cada experimento la intensidad correspondiente a una línea de emisión del cadmio ionizado (214.44 nm). Así, las intensidades reportadas en el cuadro 1 corresponden a la concentración de referencia de cadmio (84.3 ± 5.9 µg g^{-1}), obtenidas para cada experimento. Por otra parte, el incremento de la señal se determinó con respecto a la intensidad obtenida con LIBS. Finalmente, se calculó el límite de detección (LOD) y cuantificación (LOQ). Los resultados obtenidos muestran que para el MRC *Loam B*, el mayor incremento en la intensidad de la señal fue de 4.4 veces combinando LIBS, descarga de alta tensión y calentamiento (LIBS + C + AT), comparado con la medición hecha únicamente con LIBS. También, con esta condición experimental se obtiene el menor LOD y LOQ de 3 y 9 µg g^{-1} respectivamente. Aunque el LOQ obtenido solo con LIBS está por debajo del valor de CR_T de cadmio que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (37 mg kg^{-1}). Este valor es cercano y por lo tanto, podría impedir la cuantificación debido a las complejas matrices de los suelos. Por lo que disminuir el LOQ resulta útil para este tipo de muestras. Se han reportado límites de detección para la misma transición de cadmio (Cd II 214.44 nm) en matrices de suelo de hasta 1.3 µg g^{-1}, pero midiendo con una energía de láser de 360 mJ y una atmósfera controlada de argón (Santos, *et al*., 2009). De este modo, la mejora en la sensibilidad de detección obtenida combinando técnicas de intensificación es una opción manteniendo la portabilidad del sistema.

Cuadro 1. Límites de detección (LOD), Límites de cuantificación (LOQ) e intensificación de la señal respecto a la técnica de LIBS, obtenida para cadmio

Elemento: Longitud de onda (nm)	Experimento	Intensidad (u.a.)	Incremento de la señal	LOD (µg g^{-1})	LOQ (µg g^{-1})
Cd (II): 214.44	LIBS	1703 ± 66	-------	9	26
	LIBS + Calentamiento (C)	3382 ± 75	2	4	11
	LIBS + Alta tensión (AT)	2722 ± 104	1.6	8	22
	LIBS + C + AT	7455 ± 224	4.4	3	9

CONCLUSIONES

En este trabajo se presenta una medición del elemento cadmio, en una muestra de suelo franco, por LIBS combinando descarga de alta tensión y calentando la muestra. Los resultados muestran una reducción en el límite de detección (LOD) y cuantificación (LOQ), en un factor de tres, en comparación con los valores obtenidos con LIBS. Esto muestra la utilidad del uso de las técnicas de intensificación propuestas en este trabajo para medir por debajo del valor que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Así, las técnicas empleadas permiten aumentar la sensibilidad de LIBS manteniendo su portabilidad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por la Universidad Nacional Autónoma de México (DGAPA-UNAM: IN104421).

BIBLIOGRAFÍA

Cremers, D. A., & Radziemski, L. J. (2006). Handbook of Laser-Induced Breakdown Spectroscopy. London, John Wiley & Sons Ltd, 1435 pp.

Ferreira, E. C., Gomes Neto, J. A., Milori, D. M. B. P., Ferreira, E. J., & Anzano, J. M. (2015). Laser-induced breakdown spectroscopy: Extending its application to soil pH measurements. Spectrochimica Acta Part B, 110, 96–99. https://doi.org/10.1016/j.sab.2015.06.002

Miziolek, A., Palleschi, V., & Schechter, I. (2006). Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS) Fundamentals and Applications. New York, Cambridge University Press, 470 pp.

Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Diario Oficial de la Federación, 2 de marzo de 2007.

Robledo-Martinez, A., Sobral, H., & Garcia-Villarreal, A. (2018). Effect of applied voltage and inter-pulse delay in spark-assisted LIBS. Spectrochimica Acta Part B, 144, 7-14. https://doi.org/10.1016/j.sab.2018.03.002

Santos Jr., Dario, Nunes, Lidiane C., Trevizan, Lilian C., Godori, Quienly, Leme, Flavio O., Braga, Jez Willian B., & Krug, Francisco José (2009). Evaluation of laser induced breakdown spectroscopy for cadmium determination in soils. Spectrochimica Acta Part B, 64, 1073–1078. https://doi.org/10.1016/j.sab.2009.07.030

Tejada, M., & Gonzalez, J. L. (2006). Crushed cotton gin compost on soil biological properties and rice yield. European Journal of Agronomy, 25, 22–29. https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.01.007

Villas-Boas, P. R., Franco, M.A., Martin-Neto, L., Gollany, H. T., & Milori, D. M. B. P. (2019). Applications of laser-induced breakdown spectroscopy for soil characterization, part I: Review of fundamentals and chemical and physical properties. European Journal of Soil Science, 71, 789-804. https://doi.org/10.1111/ejss.12889





DISPONIBILIDAD DE NITRATO Y AMONIO EN SUELO DEBIDO A LA MANCHA DE ORINA DE BOVINOS ALIMENTADOS CON LEGUMINOSAS

[1]Tania Guadalupe Osorio Montor; [2]Daniela Rangel Isais; [1*]Francisca Avilés Nova

Centro Universitario UAEM-Temascaltepec. Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca-Tejupilco Km. 67.5, C.P. 51300, Temascaltepec de González, Estado de México.
Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería campus Zacatecas. Instituto Politécnico Nacional. Blvd. Del Bote S/N Cerro del Gato, Ejido La Escondida, C.P. 98160, Zacatecas, Zacatecas.
franavilesnova@yahoo.com.mx

RESUMEN

El nitrógeno contenido en la mancha de orina de bovinos en pastoreo, debido al consumo de leguminosas, puede provocar en el suelo acumulación de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) y generar impactos ambientales negativos. El objetivo del estudio fue evaluar la disponibilidad de nitratos y amonio en el suelo debido a la mancha de orina de ganado bovino alimentado con diferente proporción de heno de *Cynodon plectostachyus* y vaina de *Enterolobium cyclocarpum*. Los tratamientos fueron: T1= Urea en orina (20 kg/ha) de bovinos alimentados con 100%, *C. plectostachyus* a libre acceso, T2 = Urea en orina (36 kg/ha) de bovinos alimentados con 85% *C. plectostachyus* + 15% *E. cyclocarpum* y T3= Urea en orina (79 kg/ha) de bovinos alimentados con 70% *C. plectostachyus* + 30% *E. cyclocarpum*. Se simuló un sistema silvopastoril en 12 microparcelas de 1x1 m^2, cuatro parcelas por tratamiento donde se asperjó orina (1.5 L/tratamiento/microparcela). Se tomaron 4 muestras de 200 g de suelo por tratamiento durante 16 días para determinar amonio, nitrato, pH y humedad. La inclusión de leguminosas en la dieta de los rumiantes no mostró efecto sobre la concentración de amonio en suelo ($P>0.05$), la concentración de nitratos, presentó efecto ($P<0.05$), el T3 (30% de inclusion de *E. cyclocarpum)* presentó mayor concentración de nitratos. La mayor disponibilidad de nitrato y amonio en suelo se presentó entre el día 3 y 5 de muestreo. Los factores pH y humedad no fueron significativos en las concentraciones ($p>0.05$). Se concluyó que el nivel de inclusión de leguminosas en la dieta de bovinos no influyó sobre el contenido de amonio en suelo, sin embargo, existió influencia sobre los contenidos de nitrato en suelo.

PALABRAS CLAVE: *Enterolobium; NH_4^+; nitrógeno; NO_3^-; rumiantes.*

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es un elemento de gran importancia en la producción animal ya que es parte de los aminoácidos que conforman la proteína de tejidos y leche, (Francis *et al.*, 2007), además de ser parte de la estructura de la proteína de las dietas ofrecidas a los animales, conocida como Proteína Cruda (PC) (Nelson y Cox, 2000), la cual es utilizada para mantenimiento y producción. Una manera de proporcionar la PC en dieta es a través del forraje de leguminosas, ya que son una alternativa para mejorar la alimentación del ganado.

El N constituye un factor principal en la producción de forraje (Van der Hoek, 1998), no obstante, las plantas solo pueden absorberlo a través de las raíces en forma de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) (Oaks, 1994). Desafortunadamente, la producción de cultivos y en especial la ganadería, utiliza este elemento en una tasa deficiente (Steinfield *et al.,* 2006). El ganado bovino ocupa sólo una parte del nitrógeno consumido (5 al 10% en bovinos carne y del 20 al 25% para razas lecheras), el excedente de N regresa al medio a través de las excretas (Whitehead, 1995). El nitrógeno excretado depende de factores como consumo de materia seca, concentración de proteína y la digestibilidad de la dieta (Salazar, 2006). Un alto contenido de N en heces y orina de los animales puede tener efectos negativos en la calidad del agua, además de promover la liberación de compuestos nitrogenados a la atmosfera como óxido nitroso (N_2O) y a la capa del suelo en forma de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) (Galloway *et al.,* 2004). El N perdido a través de la lixiviación en forma de nitrato empobrece el ecosistema y estimula la acidificación de los suelos y el lavado de cationes tales como Ca_2^+, Mg_2^+ y K^+. Además, causa problemas graves en la calidad del agua subterránea y de los ríos corriente abajo (Benimeli *et al.,* 2019). A nivel mundial, se realizan esfuerzos para crear y desarrollar estrategias de alimentación para mejorar la utilización de N por parte de los animales, reducir las pérdidas y minimizar el impacto ambiental asociado con los sistemas de producción. Reducir el exceso de N en la dieta limita el contenido de N en las excretas, por lo que desarrollar dietas que satisfagan las necesidades de los animales ayuda a prevenir la excreción excesiva de N y otros nutrientes (Klopfenstein *et al.,* 2002). El objetivo del trabajo fue evaluar la disponibilidad de nitratos y amonio en el suelo debido a la mancha de orina de ganado bovino sometido a una dieta con diferentes proporciones de heno de *Cynodon plectostachyus* (K. Schum.) Pilg y vaina de *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo experimental se realizó en el sur del Estado de México, en la unidad de producción agropecuaria "Rancho El Peñón", en la localidad de El Peñón, municipio de Temascaltepec, ubicado a una latitud de 19º, 3', 4.85" y longitud de 100º,6', 57.59", a 1845 msnm durante los meses de julio-septiembre 2021.

Metodología

Se utilizó una pradera de *Cynodon plectostachyus*, donde se simulo un sistema silvopastoril, asperjando orina de bovinos alimentados con diferente proporción de vaina de *Enterolobium cyclocarpum* en la dieta. Los tratamientos fueron: T1= Urea en orina (20 kg/ha) de bovinos alimentados con 100%, *C. plectostachyus* ad libitum T2 = Urea en orina (36 kg/ha) de bovinos alimentados con 85% *C. plectostachyus* + 15% *E. cyclocarpum* y T3= Urea en orina (79 kg/ha) de bovinos alimentados con 70% *C. plectostachyus* + 30% *E.* Para la obtención de la orina de cada tratamiento se utilizaron 2 bovinos doble propósito cada uno con peso vivo de 300 ± 50) kg. En la pradera se delimitaron 12 microparcelas de 1m x 1m cada una (4 microparcelas por tratamiento). Cada microparcela se asignó para muestras de suelo para determinar nitratos y amonio. La orina de cada tratamiento se asperjó al suelo en cada microparcela (1.5 L/tratamiento/microparcela). Se realizaron 16 muestreos: M1 (referencia, sin aplicación de tratamientos), M2 (Aplicación de tratamientos), M3

(Aplicación de tratamientos), M4-8 (muestreos diarios post aplicación tratamientos). Posteriormente cada tercer día hasta completar 16 días de muestreos. En cada día de muestreo, se tomó una muestra de 200 g por microparcela para determinación de humedad, pH, nitratos y amonio. Para la determinación de nitratos y amonio de cada muestra se realizó lo siguiente:

Se tomó una muestra de suelo a 10-20 cm de profundidad con una barrena. Se separó manualmente la muestra de suelo, eliminando residuos de la planta, raíces, gusanos, etc. Se pesaron 5 g de suelo húmedo en frascos de plástico, se agregó agua destilada hasta aforarse todos a la misma medida. Los tubos se colocaron en la centrifuga durante 10 minutos a 6000 rpm. El líquido resultante se filtró mediante papel filtro Whatman grado 2 para obtener la muestra líquida para el análisis. Para la cuantificación de amonio se realizó la aplicación del reactivo Neesler y para nitrato el método conocido con el nombre de Reducción de Cadmio, en el cual los iones de nitrito reaccionan en un medio ácido con ácido sulfánilico para formar una sal diazonium intermedia utilizando un HI 83215 Nutrient Analysis Photometer HANNA Instruments ®.

Se utilizó un diseño experimental de bloques al azar con 3 tratamientos y 4 repeticiones por tratamiento. Los datos se analizaron mediante un Analisis de varianza (ANOVA) para un diseño de bloques al azar, cuando existieron diferencias entre medias se utilizó la prueba de Tukey ($P< 0.005$), además de un Analisis de correlación de Pearson para mostrar la influencia de los factores pH y Humedad en la disponibilidad de nitratos y amonio a través del paquete estadístico SAS 9.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Amonio en suelo

Los valores promedio de amonio en suelo debido a la mancha de orina de bovinos alimentados con diferentes porcentajes de vaina de *E. cyclocarpum* en dieta mostraron variabilidad a lo largo del periodo de muestreo ($P< 0.0001$) (Cuadro 1). La concentración de amonio debido a la orina de los diferentes tratamientos no presentó diferencias significativas ($P>0.05$).

Es posible observar en la tabla 1 el aumento de la concentración promedio de Amonio, al momento de la aplicación de la orina (día 2-3), ya que la aplicación de compuestos nitrogenados favorece al incremento de bacterias fijadoras para que el proceso de mineralización se llevase a cabo. La disminución de la concentración se puede atribuir a que el consumo del N para realizar el proceso de mineralización ocurrió rápidamente (Celaya-Michel, 2011).

Cuadro 1. Media y desviación estándar de mg/L de NH_4^+ durante el periodo de muestreo.

Días de muestreo	Media mg/L NH_4^+	Desviación Estándar
1	2.00^{bcde}	1.19
2	6.98^{abc}	1.84

3	9.34[a]	7.06
4	6.25[abcd]	1.29
5	7.86[ab]	2.71
6	0.18[e]	0.05
7	0.02[e]	0.01
8	0.24[e]	0.03
9	0.05[e]	0.02
10	0.04[e]	0.01
11	0.05[e]	0.00
12	0.04[e]	0.00
13	0.05[e]	0.01
14	1.20[cde]	1.00
15	0.68[de]	0.88
16	0.75[de]	1.00

Los valores con letras diferentes indican diferencias significativas entre días de muestreo.
mg/L= miligramos/Litro. NH_4^+= Amonio

Cuadro 2. Media y desviación estándar de mg/L de NO_3^- en el periodo de muestreo.

Días de muestreo	Media mg/L NO_3^-	Desviación Estándar
1	113.333[a]	43.68
2	36.41[c]	6.51
3	238.33[a]	56.86
4	192.46[a]	45.20
5	224.44[a]	26.78
6	15.46[c]	5.87
7	6.21[c]	1.92
8	19.28[c]	6.76
9	5.70[c]	3.40
10	13.88[c]	3.10
11	23.40[c]	7.60
12	25.08[c]	5.22
13	25.53[c]	4.86
14	27.73[c]	8.34
15	27.85[c]	4.50
16	33.80[c]	1.41

Los valores con letras diferentes indican diferencias significativas entre días de muestreo.
mg/L= miligramos/Litro. NO_3^-= nitrato

Nitrato en suelo

La concentración de NO_3^- debido a la mancha de orina de bovinos alimentados con diferentes porcentajes de leguminosas presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($P<0.05$) (Cuadro 2). El T3 (30% de inclusion de *E. cyclocarpum)* presentó mayor concentración de nitratos. Además, entre días de muestreo existió diferencia significativa ($P<0.0001$).

Relación entre mg/L de Amonio y Nitrato y parámetros químicos del suelo.

El análisis de correlación de Pearson mostró una correlación negativa en los días de muestreo y la disponibilidad de amonio ($r=-0.567$, $P=0.000$) y nitrato ($r=-0.546$, $P=0.000$), es decir, que conforme aumentaron los días de muestreo, la concentración de estos disminuyo, mismo que se muestra en el cuadro 1 y 2. En adición a esto, la tasa de mineralización mejora cuando el suelo se encuentra debajo de árboles o arbustos de leguminosas, debido a los nódulos de sus raíces y a la deposición constante de nitrógeno por la hojarasca que estos generan (Celaya-Michel, 2011). Por lo tanto, debido a que el proyecto consistió en una simulación de SSP, no hubo otra fuente de N significativa durante el experimento sólo el efecto del parche de orina aplicado y las precipitaciones, lo cual explica la disminución de NH_4+ después de un cierto periodo de tiempo. No obstante, el análisis presentó correlación positiva entre los valores de amoniaco y nitrato ($r=0.806$, $P=0.000$), es decir, aumentaron los valores de concentración de amoniaco en suelo y de la misma manera los de nitrato. Las excretas de mamíferos herbívoros son uno de los principales impulsores de la disponibilidad de N en suelo (Bargett, 2005). Debido a que las concentraciones de estas formas de N son más altas en el pastoreo se podría favorecer a un mayor efecto de la orina de estos animales sobre los procesos biológicos del suelo para mantener un sistema con disponibilidad de nutrientes. Los factores de pH y Humedad no fueron significativos sobre la disponibilidad de amonio y nitrato en suelo ($P>0.05$). El factor pH mantuvo una correlación negativa con la media de amonio ($r=-0-020$) y una relación positiva con el nitrato ($r=0.063$). Celaya-Michel (2011) menciona que la volatilización de amonio ocurre en suelos con pH de 7 o mayor a este, lo cual pudo haber sucedido ya que el pH del suelo en algunos muestreos fue cercano o incluso mayor a 7.

CONCLUSIONES

En la simulación del uso de un sistema silvopastoril (gramínea- leguminosa), la disponibilidad de nitratos y amonio en el suelo debido a la concentración de urea de la mancha de orina de bovinos alimentados con diferentes proporciones de heno de *C. plectostachyus* y vaina de *E. cyclocarpum*, presentó variabilidad a través de los días de muestreo. Se presentó mayor concentración de NO_3^- en el suelo con la mancha de orina de los bovinos alimentados con 30% de *E. cyclocarpum* lo que indica que puede generar impactos negativos ambientales debido a la concentración excesiva de nitratos en el suelo, ya que se generaría una elevada perdida de esta vía lixiviación hacia aguas subterráneas y posteriormente en aguas superficiales.

BIBLIOGRAFÍA

Bardgett, R. (2005). The Biology of Soil: A community and ecosystem approach. Oxford University Press. DOI:10.1093/acprof:oso/9780198525035.001.0001

Benimeli, M., A. Plasencia, R.D. Corbella, D.A. Guevara, A. Sanzano, F.A. Sosa y J. Fernández. (2019). El nitrógeno del suelo. Cátedra de edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán.

Francis, C.A., J.M. Beman & M.M. Kuypers. (2007). New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation. *The ISME Journal* 1:19-27.

Galloway J.N., F.J. Dentener, D.G. Capone, E.W. Boyer, R.W. Howarth, S.P. Seitzinger, G.P. Asner, C.C. Cleveland, P.A. Green, E.A. Holland, D.M. Karl, A.F. Michaels, J.H. Porter, A.R. Townsend & C.J. VÖrÖsmarty. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70 (2): 153–226.

Klopfenstein, T.J., A. Rosalina, G. Cromwell, E.E. Galen, D. Fox, C. Pearson, L.D. Satter, A.L. Sutton, D.H. Baker, A. Lewis & D. Meyer. (2002). Animal Diet Modification to Decrease the Potential for Nitrogen and Phosphorus Pollution. *Council for Agricultural Science and Technology* No. 21.

Nelson, D., M. Cox, & A. Lehninger. (2000). Lehninger principles of biochemistry. Worth Publishers. 3RD edn. New York, U.S.A. 1152 p.

Oaks, A. (1994). Efficiency of nitrogen utilization in C3 and C4 cereals. *Plant Physiol* 106 (2): 407-414.

Salazar, J. (2005). El Nitrógeno en los sistemas ganaderos de leche. *Agronomía Mesoamericana* 17(1): 69-77.

Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y C. De Haan. (2006). La larga sombra del Ganado. FAO, Roma, Italia.

Van der Hoek K.W. (1998). Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental Pollution 102* (1): 127-132.

Whitehead D.C. (1995). Grassland nitrogen. CAB International. Londres. 396 p.

LA INOCULACIÓN CON MICORRIZAS MEJORA EL CRECIMIENTO DE PLANTAS DE CHILE JALAPEÑO EN CONDICIONES DE SALINIDAD

Andrés Adrián Urias-Salazar[1]; Benjamín Abraham Ayil-Gutiérrez[2]; José Alberto López-Santillán[1]; Benigno Estrada-Drouaillet[1]; Miguel Ángel Cano-Gonzalez[1]; Jesús Guillermo Hernández-Martínez[1]; Hernán de Jesús Villanueva-Alonso[3]; Wilberth Alfredo Poot-Poot[1]*

[1]Universidad Autónoma de Tamaulipas, Facultad de Ingeniería y Ciencias. C.P. 87145. Cd. Victoria, Tamaulipas, México.
[2]Instituto Politécnico Nacional, CONACYT- Centro de Biotecnología Genómica, Reynosa, Tamaulipas, México.
[3]Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México. sol-and-a@hotmail.com

RESUMEN

La salinidad es uno de los principales factores que causa pérdidas en los cultivos de hasta 50%, lo cual pone en riesgo la seguridad alimentaria mundial. El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto del producto comercial Suppra® como fuente de micorrizas en el crecimiento de plantas de chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.) bajo estrés salino. Las plántulas de chile jalapeño obtenidas de semillas comerciales fueron inoculadas en el momento y después del trasplante con diferentes dosis (0, 0.5, 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0 g planta^{-1}) del producto comercial; el suelo donde se trasplantaron presentó una conductividad eléctrica de 9 dS/m^{-1}. A los 90 ddt se midieron variables morfológicas: (altura de planta (AP), diámetro de tallo (DT), clorofila (CL), número de hojas (NH), área foliar (AF), número de flores (NF) y volumen de raíz (VR)). Los datos se analizaron mediante un ANOVA y las diferencias de medias con la prueba de Tukey (p=0.05). La dosis de 3.0 g planta^{-1} de micorriza mostró valores superiores al control en AP, DT, NH, CL, NF y VR siendo 18.3, 23.6, 59.2, 13.6, 70.5 y 140% respectivamente. Por lo tanto, la aplicación de la dosis de 3.0 g planta^{-1} de micorrizas Suppra® en chile jalapeño puede mejorar el crecimiento en condiciones de estrés salino.

PALABRAS CLAVE: *crecimiento, estrés salino, hongos, simbiosis.*

INTRODUCCIÓN

La salinidad de los suelos se define como el aumento de sales solubles que impiden o afectan funciones necesarias para el crecimiento normal de las plantas; los suelos se consideran salinos cuando la conductividad eléctrica (CE) es de 4 dS m^{-1} o más, lo que equivale aproximadamente a 40 mM de NaCl (Tester y Davenport, 2003; Munns y Tester, 2008). Se menciona que del total de los suelos que son destinados a la agricultura el 74% presenta problemas de salinidad (Argentel *et al*., 2017). Además, se estima que el aumento de los suelos salinos en los campos agrícolas reducirá la superficie cultivable en un 30% los próximos 25 años (Shrivastava y Kumar, 2015), y hasta un 50% para el año 2050 como resultado del cambio climático (Wang *et al*., 2003; Shrivastava y Kumar, 2015).

Por otro lado, el chile jalapeño es una hortaliza que pertenece al género *Capsicum* y se ha mencionado que presenta problemas con el estrés salino (Navarro *et al*., 2006; Aktas *et al*. (2006). Medina-García, (2016) menciona que la tolerancia a la salinidad es un fenómeno complejo que involucra cambios fisiológicos y bioquímicos que ayudan a que las plantas puedan desarrollarse en esos ambientes. En búsqueda de mejorar los rendimientos de los cultivos se ha recurrido a estrategias como la aplicación de microorganismos como las micorrizas arbusculares (HMA), en donde estas establecen una interacción con la raíz de las plantas. Y bajo estas condiciones los hongos micorrizícos reciben fotosintatos de parte de la planta mientras estos aportan habilidad para la toma de agua y nutrientes, lo cual, mejora la tolerancia al estrés abiótico (Rabie y Almadini, 2005). Es decir, que los HMA ayudan a que las hojas minimicen la toxicidad de los iones sodio (Na), además de mejorar la absorción de fósforo (P), zinc (Zn), Hierro (Fe) y Cobre (Cu) (Medina-García, 2016).

En la actualidad existen disponibles mezclas comerciales de micorrizas que demostraron una alta efectividad en la mejoría de la producción de los cultivos, sin embargo, es necesario determinar las dosis para cada uno de ellos. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto del producto comercial Suppra® como fuente de micorrizas en el crecimiento de plantas de chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.) bajo estrés salino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del experimento y material vegetal

El experimento se llevó a cabo en el Laboratorio de Biotecnología y en el invernadero de la Facultad de Ingeniería y Ciencias de la Universidad Autónoma de Tamaulipas (UAT) (23° 42' 52" latitud norte y 99° 9' 15" longitud oeste a 367 msnm). Como material vegetal se utilizaron semillas de chile jalapeño variedad Jalapeño M.

Germinación y producción de plántula

Las semillas se sembraron en charolas germinadoras de poliestireno de 200 cavidades rellenas con el sustrato peat moss® y luego las charolas se almacenaron en un anaquel con lámparas de luz led (55 µmol m^{-2} s^{-1}) a 25°C durante 15 días. Una vez germinadas y emergidas se seleccionaron aquellas plántulas que presentaron de 6 a 8 hojas verdaderas y se llevaron al invernadero para su adaptación y trasplante.

Trasplante e inoculación con micorrizas

Antes del trasplante, las plántulas fueron aclimatadas por tres días en el invernadero. Luego las plántulas se trasplantaron en bolsas negras de polietileno (30 x 30) rellenas con suelo franco arcilloso el cual fue previamente desinfectado y analizado. El suelo utilizado fue obtenido de parcelas con altos niveles de aplicación de fertilizantes y que durante el análisis fisicoquímico presentó una conductividad eléctrica de 9 dS m^{-1}.

Tratamientos evaluados

Los tratamientos consistieron en la inoculación de 6 dosis del producto micorrícico Suppra®. Las dosis consistieron en: 0.5, 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0 g $planta^{-1}$ respectivamente, y como control se usaron plántulas sin inocular. Se realizaron tres inoculaciones con el producto, la

primera al momento del trasplante a bolsa definitiva, la segunda a los 25 dds y la tercera a los 40 dds; dichas inoculaciones se realizaron de manera superficial en la base del tallo. El experimento se estableció bajo un diseño completamente al azar con 10 repeticiones por tratamiento.

Variables evaluadas y análisis estadístico

La captura de los datos se realizó cuando las plantas alcanzaron la etapa de floración. Las variables evaluadas fueron: altura de planta (AP), la cual se midió con una cinta métrica, diámetro de tallo (DT), el cual se registró con un vernier digital, clorofila (Cl), mediante el equipo SPAD-502Plus, número de hojas (NH) y área foliar (AF) se determinaron con el programa ImageJ versión 1.46r. Asimismo, se determinó el volumen de raíz (VR) por el método de probeta y el número de flores (NF) mediante conteo visual. Los datos obtenidos se analizaron mediante un análisis de varianza de una vía y para las comparaciones de medias se realizaron con la prueba de Tukey (p=0.05) usando el software STATGRAPHICS Centurión XVI.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables morfológicas

El análisis de varianza mostró diferencias significativas (p=0.05) en todas las variables evaluadas (Cuadro 1). El tratamiento con la dosis de 0.5 g de micorriza mostró un incremento del 20.8% en la variable de diámetro de tallo (DT), mientras que la dosis de 1.0 g aumentó en 42.0% el número de hojas (NH) con respecto al control. Además, se pudo observar que las dosis de 2.0 y 4.0 g de la micorriza tuvo un incremento del 65.8% en el número de hojas (NH), y altura de planta (AP) con respecto al control. Asimismo, para la dosis 3.0 g de micorriza también se observaron valores superiores al control en las variables de altura de planta (AP), diámetro de tallo (DT), número de hojas (NH), clorofila (CL) y número de flores (NF) siendo de 18.3, 23.6, 59.2, 13.6 y 70.5% respectivamente (Cuadro 1). Resultados similares fueron reportados por Aguirre-Medina y Espinosa Moreno, (2016) quienes utilizaron una combinación de micorrizas y bacterias para inocular plantas de chile jalapeño y observaron que las variables altura de planta, diámetro de tallo, número de hojas también fueron modificadas por la inoculación con estos microorganismos con respecto al control. Lo cual, puede ser atribuido a que la inoculación con micorrizas mejora la calidad nutricional (Rouphael *et al*., 2017), modifica el metabolismo primario y secundario de la planta y estimula la producción de fitoquímicos en las partes de la planta (Sbrana *et al*., 2014), lo cual, se ve reflejado en las variables morfológicas evaluadas.

Otra de las variables que fue afectada significativamente por la dosis de micorrizas fue el volumen de la zona radical, en donde 2.0, 3.0 y 4.0 g de micorriza mostraron aumentos 20.0, 140.0 y 20.0% respectivamente, lo cual, puede estar correlacionado con la respuesta de las otras variables morfológicas y con la velocidad de colonización radical. Se ha demostrado que la interacción simbiótica entre los hongos micorrícicos con las raíces de las plantas favorece la absorción de nutrientes, además, estimulan variaciones en el metabolismo secundario de las plantas, resultando en un mayor desarrollo y crecimiento de las plantas (Nadeem *et al*., 2017).

Cuadro 1. Comparación de medias de las variables morfológicas en plantas de chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.) inoculadas con micorrizas (Tukey $p \leq 0.05$).

Tratamiento (g)	AP (cm)	DT (mm)	NH	AF (cm^2)	CL (SPAD)	NF
Control	53.0 b	7.2 c	167.0 b	17.1 a	46.0 b	10.2 b
0.5	61.8 ab	8.7 a	237.3 ab	14.5 b	47.0 b	12.5 ab
1.0	62.2 ab	8.0 b	282.0 a	12.2 c	46.7 b	12.3 ab
2.0	61.7 ab	8.0 b	277.0 a	14.6 b	48.1 b	12.1 ab
3.0	62.7 a	8.9 a	266.0 a	16.8 a	52.3 a	17.4 a
4.0	64.7 a	9.0 a	197.0 ab	14.5 b	46.6 b	11.6 b
CV (%)	11.98	0.78	3.73	0.54	5.28	6.69
Promedio	61.0	8.3	237.7	14.9	47.7	12.6

CV= coeficiente de variación; Pro= promedio; AP= altura de planta; DT= diámetro de tallo; NH= número de hojas; AF= área foliar; CL= clorofila; NF= número de flores; PF= peso fresco; PS= peso seco; Medias con diferente letra por columna son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).

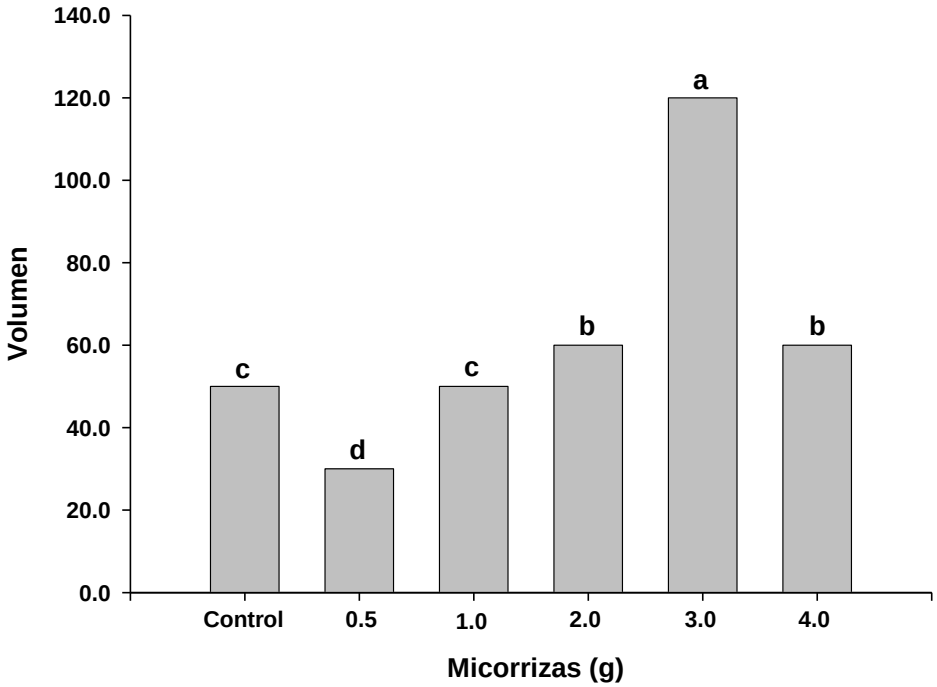


Figura 1. Volumen de raíz en plantas de chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.) a diferentes dosis de micorrizas Suppra®.

CONCLUSIÓN

De acuerdo con los resultados obtenidos, la inoculación con Micorrizas Suppra® mejora el crecimiento y desarrollo de plántulas de chile jalapeño. La dosis de 3.0 g $planta^{-1}$ fue la que mostró los mejores resultados en las variables evaluadas. Por lo que esta dosis puede utilizarse como inoculo durante el estrés salino en esta especie.

BIBLIOGRAFÍA

Aguirre-Medina, J. F., & Espinosa Moreno, J. A. (2016). Crecimiento y rendimiento de Capsicum annuum L. inoculado con endomicorriza y rizobacterias. Revista mexicana de ciencias agrícolas, 7(7), 1539-1550.

Argentel, M. L., R. I. Fonseca, P. J. Garatuza, G. E. Yépez y A. J. González. (2017). Efecto de la salinidad en callos de variedades de trigo durante el cultivo in vitro. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 8:477-488.

Atak, C., S. Alikamanoglu, L. Acik and Y. Canbolat. (2004). Induced of plastid mutation in soybean plant (Glycine max L. Merrill) with gamma radiation and determination with RAPD. Mutation Research 556:35-44.

Medina-García, L. R. (2016). La agricultura, la salinidad y los hongos micorrízicos arbusculares: una necesidad, un problema y una alternativa. Cultivos Tropicales, 37(3), 42-49.

Munns, R. and M. Tester. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. Annual Review of Plant Biology 59:651-681.

Nadeem, S.M., Khan, M.Y., Waqas, M.R., Binyamin, R., Akhtar, S., Zahir, Z.A. (2017). Arbuscular mycorrhizas: an overview. Arbuscular Mycorrhizas and Stress Tolerance of Plants. Springer, pp. 1-24.

Navarro, J. M., P. Flores, C. Garrido and V. Martínez. (2006). Changes in the contents of antioxidant compounds in pepper fruits at different ripening stages, as affected by salinity. Food Chemistry 96:66-73.

Rabie, G. H., & Almadini, A. M. (2005). Role of bioinoculants in development of salt-tolerance of Vicia faba plants under salinity stress.

Sbrana, C., Avio, L., Giovannetti, M. (2014). Beneficial mycorrhizal symbionts affecting the production of health-promoting phytochemicals. Electrophoresis, 35 (11): 1535-1546.

Shrivastava, P. and R. Kumar. (2015). Soil salinity: a serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. Saudi Journal of Biological Sciences 22:123-131.

Tester, M. and R. Davenport. (2003). Na+ tolerance and Na+ transport in higher plants. Annals of Botany 91:503-527.

Wang, W., B. Vinocur and A. Altman. (2003). Plant responses to drought, salinity and extreme temperatures: towards genetic engineering for stress tolerance. Planta 218:1-14.

CAÍDA DE HOJARASCA Y DEPÓSITO DE NUTRIENTES EN TRES ECOSISTEMAS FORESTALES DEL NORESTE DE MÉXICO

Verónica Hernández Merino[1]; Humberto González Rodríguez[1]; Nelson Manzanares Miranda[1]; Israel Cantú Silva[1] y Juan Manuel López Hernández[2]

[1] Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Nacional, No. 85, km 145. CP. 67700. Linares, Nuevo León, México.
[2] Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Carretera San Luis Potosí-Matehuala Km. 14.5. Ejido Palma de la Cruz. CP. 78321. Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí, México. veronicahermer2015@gmail.com

RESUMEN

La caída de hojarasca contribuye al desarrollo del suelo de los bosques ya que esta pasa por un proceso de descomposición que genera la liberación de los nutrientes que la componen. Por tal motivo, el objetivo de este estudio fue evaluar la deposición anual de hojarasca y de nutrientes (Ca, Mg y K) y el uso eficiente de macro-nutrientes (UEN) en tres ecosistemas forestales del Noreste de México. La hojarasca fue cuantificada de enero a diciembre del 2020 en tres sitios de estudio: Matorral Espinoso Tamaulipeco (Ejido Jesús María, 1), Matorral Submontano (Ejido Crucitas, 2) y en un Bosque de Pino-Encino (Bosque Escuela, 3). Respecto a la deposición anual de hojarasca (g m^{-2} $año^{-1}$), el sitio Crucitas fue el que acumuló la mayor producción (591.88) mientras que la menor fue en el sitio Bosque Escuela (466.77). La deposición de nutrientes (g m^{-2} $año^{-1}$) varió de la siguiente forma: Ca de 8.62 (Bosque Escuela) a 27.29 (Crucitas); Mg de 0.70 (Bosque Escuela) a 1.97 (Jesús María) y K de 0.70 (Bosque Escuela) a 1.96 (Jesús María). Respecto al UEN, el Ca fluctuó de 21.68 (Crucitas) a 54.10 (Bosque Escuela), Mg de 253.43 (Jesús María) a 665.98 (Bosque Escuela) y el K de 64.16 (Jesús María) a 275.35 (Bosque Escuela). Las diferencias entre la producción de hojarasca y depósito de nutrientes se deben, en parte, a la diversidad de especies en cada ecosistema, a la fenología de las especies y a las condiciones ambientales prevalecientes en cada sitio de estudio.

PALABRAS CLAVE: *Bosque de pino-encino; hojarasca; matorral; uso eficiente de nutrientes.*

INTRODUCCIÓN

La producción de hojarasca y su descomposición son procesos fundamentales en el ciclo de nutrientes, ya que representa la principal transferencia de materia orgánica y nutrientes desde la parte aérea al suelo forestal. La acumulación de nutrientes en el suelo se produce principalmente a través de la hojarasca y la descomposición (Isaac y Nair, 2006). Este proceso está estrechamente ligado con el desarrollo de la cubierta orgánica que resulta de la caída de hojas, ramas, corteza, frutos entre otros componentes (Prause, 1997), los cuales pasarán a formar parte del suelo una vez que la hojarasca se descomponga, de tal manera que los nutrientes se encontrarán disponibles para las plantas y estas los absorberán por medio de la raíz. El aporte de hojarasca al suelo y la eficiencia de los nutrientes permiten valorar la capacidad que tiene la especie o ecosistema para aportar materia orgánica y

nutrientes al suelo, y observar su desempeño desde la perspectiva de un uso eficiente de nutrientes (Castellano-Barliza, 2018). Con base a lo anterior, la finalidad del presente estudio fue evaluar la caída de hojarasca y depósito de nutrientes en tres ecosistemas forestales del Noreste de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción y localización del área de estudio

La investigación se llevó en tres sitios del estado de Nuevo León. Sitio 1 (Ejido Jesús María, representado por el Matorral Espinoso Tamaulipeco) y Sitio 2 (Ejido Crucitas, representado por Matorral Submontano), en el municipio de Linares y el Sitio 3 (Bosque Escuela-UANL, representado por un Bosque de Pino Encino), ubicado en el municipio de Iturbide. La ubicación geográfica del sitio Jesús María es 24°43'37.2" N; 99°35'11.6" O. El sitio Crucitas se ubica geográficamente a 24°45'03.7" N; 99°44'25.6" O. El sitio Bosque Escuela se ubica en las coordenadas 24°42'30.6" N; 99°51'45.8" O.

Colecta de hojarasca

Para la recolección de la hojarasca en cada sitio de estudio, se dispusieron 10 canastas de 1.0 m^2 y ubicadas al azar en un área de 2,500 m^2. La colecta de hojarasca en cada sitio de estudio se realizó cada 15 días de enero a diciembre de 2020.

Análisis de laboratorio

La hojarasca fue colectada en bolsas de papel previamente etiquetadas por sitio de estudio. Luego se secaron en una estufa (Felisa, modelo FE-292AD) a 70°C durante 72 h, para cuantificar el peso seco (g m^{-2}) mediante una balanza digital (Sartorius, modelo Laboratory LC 620 S). Posteriormente, las muestras de hojarasca se molieron mediante un molino Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus, Modelo 3383).

Determinación de minerales

La preparación de extractos para determinar macro-nutrientes (Ca, Mg y K) en la hojarasca se realizó de acuerdo a las técnicas de digestión descritas en AOAC (2012). De cada muestra se usó 1.0 g para determinar la concentración de minerales. Primero, se incineraron en una mufla (Felisa, modelo FE-340) a 550°C durante 3.5 h. Las cenizas obtenidas fueron digeridas en una solución de HCl y HNO_3 utilizando la técnica de Cherney (2000). Las concentraciones de Ca, K y Mg se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica (marca Perkin Elmer, modelo PINAACLE 900F). El depósito de minerales se cuantificó multiplicando la producción de la hojarasca (g m^{-2}) por la concentración de cada mineral (mg g^{-1} peso seco), expresando los valores en mg del elemento m^{-2}. Los valores mensuales acumulados en cada sitio se utilizan como una estimación del depósito anual (mg m^{-2} $año^{-1}$). El depósito anual de hojarasca dividido entre el depósito anual por elemento se utilizó para estimar el uso eficiente de nutrientes (UEN; Vitousek, 1982).

Análisis Estadísticos

Para determinar si existen diferencias significativas en la producción anual de hojarasca y de nutrientes, los datos fueron sometidos a pruebas estadísticas (Ott, 1993). Los datos de la deposición de hojarasca demostraron que se cumplieron los supuestos de normalidad (pruebas de Kolmogorov-Smirnov y de Shapiro-Wilk) y de homogeneidad de varianzas (prueba de Levene), por lo que se evaluaron mediante un diseño completamente aleatorio y se utilizó la prueba de Tukey para comparar las medias a un nivel de significancia de $p \leq .05$. En cambio, dado que no se cumplieron ambos supuestos para la deposición de nutrientes, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis (Ott, 1993). Las diferencias entre las medias de la deposición de nutrientes fueron validadas mediante la prueba de Mann-Whitney U con la corrección de Bonferroni a un nivel de $p \leq .05$ (Ott, 1993). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa estadístico SPSS, v 17.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción anual de la hojarasca, nutrientes y Uso Eficiente de nutrientes (UEN)

En lo que refiere a la contribución anual de la hojarasca (Cuadro 1), el sito Crucitas registró la mayor producción (591.89 g m^{-2} $año^{-1}$) mientras que la menor deposición (466.77 g m^{-2} $año^{-1}$) correspondió al sitio Bosque Escuela, siendo estas deposiciones estadísticamente diferentes. La deposición anual (g m^{-2} $año^{-1}$) de Ca varió de 8.63 (Bosque Escuela) a 20.12 (Jesús María); Mg de 0.07 (Bosque Escuela) a 1.96 (Jesús María); y K de 1.69 (Bosque Escuela) a 7.77 (Jesús María) (Cuadro 1). Las respuestas en el UEN en cada sitio de estudio mostraron el siguiente orden descendente: Mg > K > Ca (Cuadro 1). La mayor eficiencia de Ca, Mg y K se observó en el sitio Bosque Escuela, con valores de 54.1, 665.9 y 275.3, respectivamente, mientras que los valores más bajos en el UEN de Ca, Mg y K corresponden al sitio Jesús María con valores de 24.7, 253.4 y 64.1, respectivamente.

Cuadro 1. Producción anual de hojarasca y depósito de nutrientes y uso eficiente de los nutrientes en cada sitio de estudio. Valores medios con letras diferentes en la deposición de hojarasca entre los sitios indican diferencias estadísticas de acuerdo a la prueba de Tukey. Valores p (<.05) en negritas, indican diferencias en el depósito de nutrientes de acuerdo a la prueba de Mann-Whitney U.

Depósito (g m^{-2} $año^{-1}$)	Sitio de Estudio			Comparación de Medias		
	Jesús María (1)	Crucitas (2)	Bosque Escuela (3)	1 *vs* 2	1 *vs* 3	2 *vs* 3
Hojarasca	498.43 ^{ab}	591.88^{b}	466.77^{a}			
Nutrientes						
• Ca	20.12	27.29	8.63	**<.05**	**<.05**	**<.05**
• Mg	1.96	1.71	0.70	>.05	**<.05**	**<.05**
• K	7.77	5.99	1.69	>.05	**<.05**	**<.05**
Uso Eficiente de Nutrientes						
• Ca	24.76	21.68	54.10			
• Mg	253.43	345.50	665.98			
• K	64.16	98.78	275.35			





El orden del depósito anual de hojarasca para los tres sitios de estudio fue el siguiente: Crucitas>Jesús María>Bosque Escuela. La producción de hojarasca encontrado en el sitio Crucitas (591.89 g m^{-2} $año^{-1}$) es menor a los reportados por González-Rodríguez *et al*. (2018) en una zona de transición entre un bosque de pino-encino y un matorral de pie de monte el cual fue de 466.8 g m^{-2} $año^{-1}$. La cantidad de hojarasca producida en el sitio Bosque Escuela del presente estudio es similar a la cantidad (440.7 g m^{-2} $año^{-1}$) observada por Domínguez-Gómez (2009). En el sitio Jesús María (Matorral Espinoso Tamaulipeco) se presentó una producción anual de hojarasca de 498.43 g m^{-2} $año^{-1}$, cantidad (495.6 g m^{-2} $año^{-1}$) cercana a lo documentado por González-Rodríguez *et al*. (2019) en el Matorral Espinoso Tamaulipeco. Las diferencias en la caía anual de hojarasca entre sitios, se debe a la composición de las especies presentes en cada sitio, a la cobertura de cada una de las especies y condiciones ambientales entre ellos (Ramírez-Lozano *et al*., 2013). El UEN para el Ca en el presente estudio fue similar a la cantidad observada por González-Rodríguez *et al*. (2011). Las cantidades en el UEN de Ca observadas en el presente trabajo para los tres sitios de estudio, están dentro del rango reportado por González-Rodríguez *et al*. (2019). Sin embargo, está por debajo de lo obtenido para bosques de pino-encino por López-Hernández *et al*. (2022). Respecto al UEN de K y Mg, las cantidades encontradas en el presente estudio están dentro de los rangos observados para el matorral (López-Hernández *et al*., 2022). Los altos valores en el UEN observados en el Bosque Escuela para Ca, K, y Mg respecto a los sitios Jesús María y Crucitas, pueden están asociados a una baja disponibilidad de dichos nutrientes o bien pueden estar relacionadas a las diferencias en la translocación de dichos nutrientes entre las especies que constituyen cada ecosistema. Las diferencias se relacionan a la cantidad de hojarasca depositada, al contenido de dichos elementos en el material depositado y a la diversidad de especies en cada ecosistema forestal.

CONCLUSIONES

La mayor producción de hojarasca (591 g m-2 año-1) y depósito de Ca (27 g m-2 año-1) resultó en el ecosistema sub montano (Crucitas). La mayor deposición de Mg (1.96) y K (7.77) se observó en el Matorral Espinoso Tamaulipeco (Jesús María). El mayor uso eficiente de Ca (54), K (666) y Mg (275) se observó en el ecosistema Bosque de Pino Encino. Los resultados encontrados se asocian a la biodiversidad vegetal de cada ecosistema evaluado.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento otorgado a través del Fondo Sectorial de Investigación para la Educación, de los proyectos con clave A1-S-44878 y 250732.

BIBLIOGRAFÍA

AOAC. (2012). Official methods of analysis, 19th Edition. Association of Official Analytical Chemists. Gaithersburg, Maryland, USA. 2200p.

Castellano-Barliza, J., León Peláez, J.D., Campo, J. (2018). Recovery of biogeochemical processes in restored tropical dry forest on a coal mine spoil in La Guajira, Colombia. Land Degradation & Development. 29(9): 3174-3183.





Cherney D. J. R. (2000). Characterization of forages by chemical analysis. In: Givens DI, Owen E, Axford RFE, Omed HM (ed). Forage evaluation in ruminant nutrition. CAB International. Wallingford, UK. pp: 281-300.

Domínguez-Gómez, T.G. (2009). Deposición de hojarasca y retorno potencial de nutrimentos en diferentes comunidades de vegetación. Tesis de Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. 132 pp.

González-Rodríguez, H., Domínguez-Gómez T. G., Cantú-Silva I., Gómez-Meza M. V., Ramírez-Lozano R. G., PandoMoreno M., Fernández C. J. (2011). Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. Plant Ecolology. 212: 1747-1757.

González-Rodríguez, H., López-Hernández, J.M., Ramírez-Lozano, R.G., Gómez-Meza, M.V., Cantú-Silva, I., Sarquís-Ramírez, J.I., Mora-Oliva, A. (2019). Depósito de hojarasca y retorno de nutrients en bosques de pino-encino y matorrales en el noreste de México. Madera y Bosques. 25(3): e2531514.

González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R.G., Cantú Silva, H., Gómez-Meza, M.V., Estrada-Castillón, E., Arévalo, J.R. (2018). Deposition of litter and nutrients in leaves and twigs in different plant communities of northeastern Mexico. Journal of Forestry Research. 29(5):1307-1314.

Isaac, S.R., Nair, M.A. (2006). Litter dynamics of six multipurpose trees in a homegarden in Southern Kerala, India. Agroforestry Systems. 67: 203-213.

López-Hernández, J.M., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M.V., Estrada-Castillón, A.E., Contreras-Guajardo, N.L., del Valle-Arango, J.I. (2022). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en diferentes comunidades vegetales del Noreste de México. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios. 9(1): e2891.

Ott, L. (1993). An introduction to statistical methods and data analysis, 2nd edn. Duxbury Press, Boston, p 775.

Prause, J. (1997). Aporte de las principales especies forestales a la dinámica de la materia orgánica y de los nutrientes en un monte nativo del parque chaqueño húmedo. Tesis. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Escuela para Graduados, Magister Scientiae área Ciencias del Suelo, Buenos Aires Argentina. 205 pp.

Ramírez-Lozano, R., Domínguez-Gómez, T.G., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Gómez Meza, M.V., Sarquís-Ramírez, J.I., Jurado, E. (2013). Composición y diversidad de la vegetación en cuatro sitios del noreste de México. Madera y Bosques. 19(2):59-72.

Vitousek, P. (1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. The American Naturalist. 119:553–557.





EVALUACIÓN DE INFILTRACIÓN Y REPELENCIA DEL AGUA EN EL SUELO DE ÁREAS MINERAS EN LA REGIÓN DE LA ZONA DA MATA, MINAS GERAIS, BRASIL

Henrique de Andrade Cenachi[1,3]; Bernardo Fontes Grossi Lino[1]
Juliana Marcela de Paiva[2]; Herly Carlos Teixeira Dias[1]

[1]Universidade Federal de Viçosa/UFV, Av. PH Rolfs, s/n, L. de Hidrologia Florestal, Viçosa, Brasil
[2]Compania Brasileira de Alumínio – CBA, Miraí, Brasil[3]. henrique.cenachi@ufv.br

RESUMEN

El suelo y el agua son una de las mayores riquezas que tenemos, la gestión incorrecta puede causar problemas irreversibles. Problemas como la compactación del suelo y la hidrofobicidad del suelo al agua pueden reducir la capacidad de infiltración proporcionando un aumento en la escorrentía superficial. El área de estudio se encuentra al sureste de Minas Gerais, Brasil. El trabajo tiene como objetivo probar la capacidad de infiltración del suelo y la repelencia al agua en áreas no explotadas y en áreas rehabilitadas por Compañía Brasileña de Aluminio - CBA en la unidad Miraí/MG. Para realizar las pruebas, el Infiltrómetro de voltaje MiniDisk, PenetroLOG y barrena tipo holandés. Los valores encontrados para las áreas de control fueron 06-10: k=11,19 mm/h; IVB=122,05; R=9,98%, US=20,92%) y 01-23: k=12,11 mm/h; IVB=113,22; R=1,94%, US=43,16% y para las áreas rehabilitadas fueron 06-10: k=97,96 mm/h; IVB=468,67; R=0,36%, US=20,06% y 01-23: k=19,34 mm/h; IVB=132,94; R=1,67 %, US=28,73 %. Las áreas rehabilitadas (Re) muestran mayor VBI, K, RMP que las áreas Testigo (Te).

PALABRAS CLAVE: *bauxita; hidrología forestal; recarga de agua del suelo*

INTRODUCCIÓN

A pesar de estar muy extendida, la actividad minera aún tiene una imagen negativa ya que afecta el medio ambiente como consecuencia del cambio en el equilibrio ecológico de la fauna y flora del área escogida para la implementación del emprendimiento (DE LIMA, 2021).

El agua es uno de los bienes más preciados que tenemos en los ecosistemas, dada su gran importancia en la perpetuación de especies de fauna y flora.

El suelo representa la cara de contacto con el agua precipitada de las lluvias, facilitando o dificultando el flujo superficial de las aguas precipitadas (DE SOUSA et al., 2019). La medida en el que el manejo del suelo, en las diversas actividades humanas, elimina la cubierta vegetal, quedando su superficie más expuesta a la acción de la lluvia (ALBUQUERQUE et al., 2002). Según el citado autor, tanto el impacto de las gotas de lluvia como la escorrentía contribuyen a modificar las condiciones físicas de la superficie del suelo, alterando la rugosidad superficial, la porosidad y la infiltración.





La infiltración es el proceso por el cual el agua atraviesa la superficie del suelo, moviéndose en dirección vertical debido a la presencia de poros vacíos en el suelo bajo la acción de la gravedad (BRANDÃO et al., 2012; PINTO et al., 2017). El conocimiento del proceso de infiltración es de suma importancia para la correcta gestión del suelo y el agua, ya que están íntimamente ligados a la aparición de escorrentías superficiales, responsables de numerosos problemas indeseables como la erosión y las inundaciones. (BRANDÃO et al., 2012).

Existen varios fenómenos que reducen la infiltración de agua a través del suelo. Entre ellos tenemos la hidrofobicidad. La hidrofobicidad se puede entender como la repelencia del suelo el agua asociada al recubrimiento de las partículas del suelo por sustancias orgánicas hidrofóbicas que interactúan de manera compleja con la arquitectura porosa y las partículas minerales, dificultando la humectación del suelo (VOGELMANN, 2014). Este fenómeno conduce a una capacidad de infiltración de agua reducida en el suelo, aumento del flujo superficial, erosión acelerada y patrones de infiltración no uniformes.

Este trabajo se justifica por la perturbación del suelo en la actividad minera. Estos ensayos permitirán conocer la zona tras la rehabilitación y entender si se ha producido un aumento, disminución o mantenimiento de la infiltración, así como el aumento o disminución de la repelencia del suelo los agua en comparación con el área de control.

Este trabajo tiene como objetivo probar la capacidad de infiltración del suelo y la repelencia el agua en áreas que no fueron explotadas y en áreas rehabilitadas por Compañía Brasileira de Aluminio (CBA) en la unidad Miraí/MG después de la minería y comparar los resultados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio está siendo desarrollado en áreas negociadas y arrendadas por la empresa minera CBA – Compañía Brasileira de Aluminio en la unidad Miraí/Mg, (Figura 1).

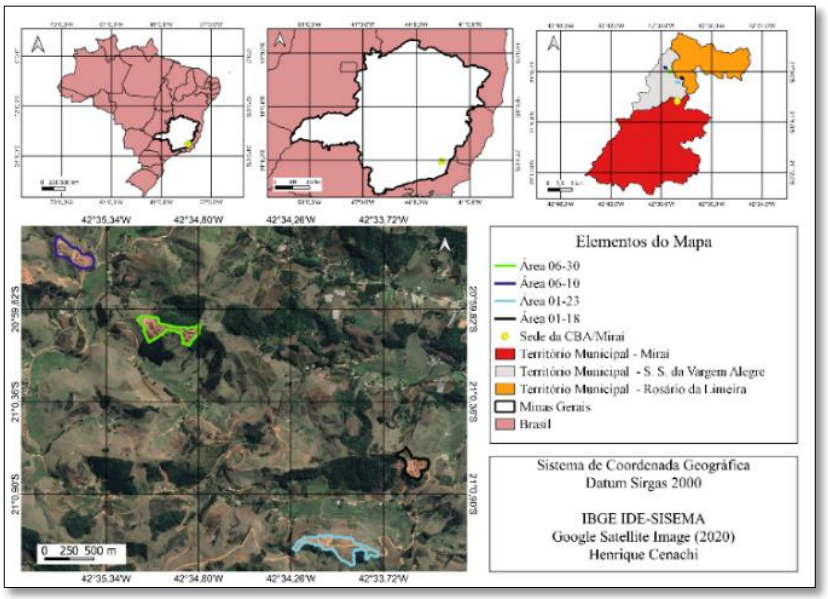


Figura 1: Área de estudio

Se seleccionaron cuatro áreas que ya pasaron por el proceso de rehabilitación ambiental y que aún no han sido devueltas a su propietario, ya que actualmente están siendo monitoreadas por la Compañía. Estas áreas están ubicadas en los municipios de São Sebastião da Vargem Alegre y Rosário da Limeira, todos en la región Zona da Mata de Minas Gerais, Brasil.

Para efectos de comparación, se seleccionaron puntos de recolección en lugares minados y rehabilitados y puntos en áreas cercanas no minadas con características similares, las denominadas áreas testigo.

Los análisis de la capacidad de infiltración y la repelencia del suelo se realizaron utilizando el infiltrómetro de voltaje MiniDisk proporcionado por el Laboratorio de Hidrología Forestal (LHF) de la UFV estarán realizado cinco repeticiones en cada área al fin para aumentar la fiabilidad del experimento.

Utilizando el penetrómetro penetroLOG (PLG1020 v. 1.13) de Falker, se recolectaron datos de compactación del suelo en cada punto seleccionado en las áreas.

Para realizar la prueba de infiltración y repelencia del suelo se utilizó el infiltrómetro de minidisco. El dispositivo se ajustó para la succión 2 de acuerdo con las pautas propias del fabricante para cada tipo de suelo. Para la prueba de infiltración se llenaron con agua las cámaras superior e inferior, mientras que para la prueba de repelencia a la suciedad se colocó agua en la cámara superior y etanol al 90% en la cámara inferior.

Para realizar el análisis de compactación del suelo se utilizó el dispositivo penetroLOG de Falker (PLG1020 v. 1.13). El dispositivo es un medidor electrónico capaz de medir la resistencia a la penetración del suelo e indicar qué áreas sufren una compactación excesiva.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El trabajo está en desarrollo, se han completado parte de los análisis para los cuerpos 01-23 y 06-10. En las áreas 01-18 y 06-30 aún no se han realizado mediciones. Los resultados encontrados para los cuerpos 01-23 y 06-10 se pueden ver en la Cuadro 1.

Cuadro 1: resultados de las zonas estudiadas. Dónde: Te - testigo; Re - rehabilitado; K - conductividad hidráulica; VBI - Velocidad de Infiltración Básica; R – repelencia; US - humedad del suelo

Cuerpo	Área	K (mm/h)	VBI (mm/h)	R (%)	US (%)
06_10	Te	14,45	122.05	9.98	20.92
	Re	97.96	468.67	0.36	20.06
01_23	Te	12.11	113.22	1.94	43.16
	Re	19.34	132.94	1.67	28.73

Se observa, en las áreas 06-10 y 01-23, en el área de control (Te), la conductividad hidráulica (K) fue menor cuando se compara con el área rehabilitada (Re), es decir que el agua presente en el suelo del área Re tiene mayor Facilidad de movimiento del agua en el perfil del suelo en comparación con el suelo del área Te. Esto se debe a que en el proceso de rehabilitación se incorpora grava al suelo, proporcionando una mayor cantidad de espacios vacíos que facilitarán el movimiento del agua en el suelo.

La velocidad básica de infiltración (VBI), en ambos cuerpos, presentó valores más bajos en las áreas Te en comparación con las áreas Re.

En cuanto a la resistencia mecánica del suelo a la penetración (RMP), el área Te 06-10 y 01-23 obtuvo un promedio de 1073,1 Kpa y 1097,2 kpa. En las zonas Re 06-10 y 01-23 los valores de RMP fueron de 2177 Kpa y 3130 Kpa respectivamente, valores muy superiores a la zona Te. En el trabajo de Spletozer (2018), en su estudio en zonas mineras de bauxita, la RMP en una zona antes de minar fue de 1222,57 Kpa y en otra zona en rehabilitación inicial fue de 2615,83 Kpa, demostrando valores cercanos al presente trabajo. Según Silveira (2017), el aumento de RMP en el área rehabilitada después de la extracción aumenta considerablemente cuando el vástago de la plataforma encuentra grava en comparación con un agregado de suelo natural.

El fenómeno de la repelencia de provoca la reducción o el retraso de la infiltración de agua en el suelo (HEWELKE, et al., 2022). Según Tillman et al. (1989), los suelos no hidrofóbicos tienen valores de $R \leq 1$, mientras que los suelos de hidrofobicidad crítica tienen $R \geq 1.95$. La hidrofobicidad es un fenómeno ampliamente documentado, pero es difícil establecer una distribución del fenómeno en el suelo debido a su alta variabilidad (Vogelmann, 2011). Ambas áreas Re mostraron los porcentajes más bajos de repelencia (R) en comparación con las áreas Te. Sin embargo, el área 06-10 mostró valores extremos. Esta diferencia en repelencia (%) puede estar relacionada con la diferencia en la vegetación herbácea presente en las áreas. La poca diferencia en el R de ambas áreas 01-23 está relacionada con el contenido de humedad del suelo (US), ya que los suelos más húmedos tienen una baja capacidad de infiltración. Vogelmann (2011), señala en su trabajo que el valor de R disminuye bruscamente al aumentar el contenido de agua en el suelo. El US del área Te es muy superior al del área Re, en consecuencia, presentó un K y un VBI más bajos. Al buscar fuentes confiables de artículos científicos, no se encontraron resultados que pudieran servir como base para comparar los valores de repelencia del suelo al agua en entornos de minería de bauxita.

CONCLUSIONES

Podemos concluir que el tipo de vegetación presente en el área de hecho puede contribuir al aumento de la repelencia el agua del suelo. Las áreas minadas y rehabilitadas mostraron un VBI más alto que las áreas no minadas, lo que sugiere que el suelo tiene una buena capacidad de infiltración. El dispositivo penetrolog detectó una compactación excesiva en las áreas minadas y rehabilitadas, sin embargo, este hecho ocurrió debido a la grava presente en el suelo, lo que dificultó el ingreso del dispositivo.

AGRADECIMIENTOS

Al departamento de Ingeniería Forestal (UFV), laboratorio de Hidrología Forestal (LHF) que hizo posible los estudios. La Compañía Brasileña de Aluminio - CBA, por la habilitación del área y el apoyo a la recolección. Capes - Coordinación para la mejora del personal de nivel superior.

BIBLIOGRAFÍA

Albuquerque, Abel W. et al. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 6, p. 136-141, (2002).

Brandão, Viviane dos Santos, et al. Infiltração da água no solo. 3.ed, 3. reimpr. Viçosa, MG: Ed. UFV, (2012). 120 p.

De sousa, Francisco Rodrigo Cunha; DE PAULA, Davis Pereira. Análise de perda do solo por erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Coreaú (Ceará-Brasil). Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 20, n. 3, (2019).

Hewelke, Edyta et al. Influence of soil moisture on hydrophobicity and water sorptivity of sandy soil no longer under agricultural use. CATENA,Volume 208, (2022).

Pinto, Nelson L. de Sousa. Hidrologia básica. 18. reimp ed. São Paulo, SP: Blucher, (2017). 278 p. ISBN 09788521201540.

Silveira, Lucas Jesus da, et al. Seleção de microbacias para fins de monitoramento hidrológico estudo de caso em área de mineração de bauxita. In: Robson José de Oliveira. (Org.). Engenharia Florestal Desafios, Limites e Potencialidade. 1ed.Guaruja - SP: Editora Científica Digital, (2020), v. 1, p. 793-807.

Spletozer, Aline Gonçalves. Avaliação do escoamento superficial em áreas de mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais, Brasil. (2018). 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2018.

Tillman, R. W. et al. Water repellency and its measurement using intrinsic sorptivity. Australian Journal of Soil Research, Collingwood, v. 27, n. 4, p. 637-644, june, (1989).

Vogelmann, Eduardo Saldanha. Relationship of organic matter with soil hydrophobicity. 2014. 126 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, (2014).

Vogelmann, Eduardo Saldanha. Hydrophobicity occurrence in soils of Rio Grande do Sul. 2011. 124 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, (2011).

LA NEMATOFAUNA COMO BIOINDICADOR EN LA EVALUACIÓN DE UN SUELO RIPARIO URBANO

Lizeth Aguirre-Alberto[1]; Pablo Fabián Jaramillo-López[1]

[1]Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, C.P. 58190, Michoacán, México.
pjaramillo@cieco.unam.mx

RESUMEN

Los indicadores de la calidad del suelo ayudan a definir procesos para llevar a cabo una restauración ecológica. Los bioindicadores son más dinámicos, y de estos los nemátodos son los menos considerados. Por esto, se tomó en cuenta a estos bioindicadores para determinar la calidad del suelo ripario urbano del río Chiquito en Morelia. En tres puntos del cauce del río y en uno de referencia, se cuantificaron parámetros físicos (densidad aparente, textura, porosidad, humedad), químicos (pH, Nitratos, MO, EPT) y uno biológico (grupos de nemátodos). Se encontraron diferencias entre los sitios donde hubo características marcadas aun en el mismo tipo de suelo. En el sitio cercano al río Grande hubo mayor cantidad de bacterívoros y una fuerte asociación con parámetros químicos. Los grupos funcionales de nemátodos tienen potencial para incluirse en la evaluación ecológica de un suelo ripario urbano.

PALABRAS CLAVE: *calidad de suelo; degradación; grupos funcionales; ríos.*

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas ha crecido la necesidad de conocer las propiedades que han adquirido los suelos con o sin influencia antropogénica. Diversos investigadores han integrado indicadores que permiten conocer procesos edáficos y potenciar la recuperación de la calidad de un sitio (Guo, 2021). De estos indicadores, los biológicos se consideran dinámicos ya que tienen una respuesta a corto plazo al cuantificar organismos vivos o sus actividades metabólicas (Bünemann *et al.*, 2018). Algunos de los procesos a los que están asociados los bioindicadores para la restauración ecológica son la regulación de organismos, productividad y ciclado de nutrientes (Costantini y Mocali, 2022). No obstante, hay pocos donde se incluya a los nemátodos en la evaluación del suelo en las zonas riparias, las cuales son interfases o transiciones entre los ríos y los ecosistemas terrestres que tienen funciones ecológicas importantes.

Por ello, además de medir la calidad o grado de contaminación de la zona riparia del río Chiquito dentro de la ciudad de Morelia, se pretenden aportar herramientas para la recuperación de las funciones de su suelo. Para lograrlo, se caracterizó el suelo ripario donde se incluyó la nematofauna como bioindicador. Por último, se analizó la relación entre las características del suelo con los grupos funcionales de nemátodos de cada sitio.





MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El río Chiquito está ubicado al sureste de Morelia, en el centro-este del Estado de Michoacán de Ocampo, entre las coordenadas 19°42'37'' y 19°40'51'' Norte, 101°12'38.43'' y 101°9'27.85'' Oeste. En el área predomina el suelo Luvisol y en la zona alta el Andosol. El clima es templado cálido con una precipitación anual promedio de 850 mm, y precipitación máxima en verano.

Muestreo. En junio de 2021 se tomaron muestras en tres puntos en gradiente cerca de la Avenida Periférico (PER), Av. Juárez (JUA), y cerca del río Grande (GDE) con posibles niveles de contaminación donde la calidad de agua fue deficiente debido a la entrada de aguas residuales. Se tomaron otras muestras de referencia en San Miguel del Monte en la parte alta del río (MM). Se colectaron seis muestras al azar en un área de 25 m^2 a profundidad de 0-20 cm. El suelo sin contacto con la superficie de la pala se depositó en una bolsa rotulada y las muestras se mantuvieron a 3 °C.

Caracterización del suelo. La densidad aparente (da) se obtuvo con un cilindro de 5x5 cm, del cual se calculó la porosidad y la humedad. El color se determinó con Tablas de Munsell. Se midió el pH (1:2.5 agua destilada) con el electrodo de pH/mv PH130 Conductronic. Para el porcentaje de MO se realizó el método Walkley & Black (1934) en el Laboratorio Nacional de Innovación Ecotecnológica para la Sustentabilidad (LANIES). Para los nitratos se ejecutó el método colorimétrico con KCl para la extracción (1:5) y se cuantificó en el Auto Analizador II Bran-Luebbe.

Para extraer los elementos potencialmente tóxicos (EPT: As, Cd, Cr, Pb, Zn) en las muestras, se realizó una digestión ácida en microondas de acuerdo al método 3051A (U.S. EPA, 2007) y se determinaron en un espectrofotómetro de plasma inducido Agilent 5100 (ICP-OES) en el Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental de la UNAM (LABQA). Los resultados se compararon con las concentraciones de referencia totales de la NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004 (SEMARNAT, 2007).

Para la extracción de nemátodos se tomó una alícuota de 100 g de suelo, que se suspendió en 2 L de agua y se agitó. La suspensión fue tamizada entre las mallas de 250 µm y 45 µm. La fracción en el tamiz de 45 µm fue recuperada en dos tubos Falcon de 50 mL y se procesaron en una centrifuga CL2 Thermo Scientific a 3000 rpm por 3 min. El sobrenadante fue desechado y el precipitado se suspendió en una solución de azúcar al 45 % para repetir la centrifugación. El sobrenadante fue vertido en un tamiz de 25 µm y lavado con una piseta. La fracción en el tamiz fue recuperada en un tubo Falcon de 50 mL para almacenarlo a 4 °C. Para determinar la comunidad de nemátodos en 100 mL de suelo (equivalente a 100 g de suelo), la extracción se vertió en una caja Petri cuadriculada que fue observada a 40X en un microscopio compuesto binocular Nikon, y se categorizaron por grupos funcionales (Yeates *et al.*, 1993).

Análisis estadístico. Todos los análisis se realizaron con el programa RStudio v.3 (RStudio Team, 2022). Para verificar las relaciones por cada sitio se realizó un análisis de componentes principales del paquete FactoMineR (Lê *et al.*, 2008) y un análisis GLM con una prueba Tukey por variable. Para las figuras se utilizó ggplot (Wickham, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN





La características físicas, químicas y biológicas fueron diferentes entre los sitios y la concentración de los EPT está debajo del límite crítico de acuerdo con la NOM-147 (Figura 1). Se ha encontrado que la cantidad de nemátodos por grupos era parecida en ecosistemas conservados y manejados donde el porcentaje de arcilla fue del 30 % pero la concentración de los metales pesados As, Cd, Hg. Pb y Zn era alto en ecosistemas forestales y agrícolas (Gutiérrez *et al.*, 2016). En el presente estudio, el sitio PER y GDE tienen la misma textura en un suelo Luvisol donde la concentración de Cd y Cr eran similares (4 y 45 mg kg^{-1}), pero hubo diferencias en la concentración de Pb (15 contra 38 mg kg^{-1}), de Zn (48 contra 94 mg kg^{-1}) y la cantidad de nemátodos por grupo, mientras que el sitio de referencia se encontraba en un Andosol y la concentración de Pb y Zn es menor (11 y 35 mg kg^{-1}).

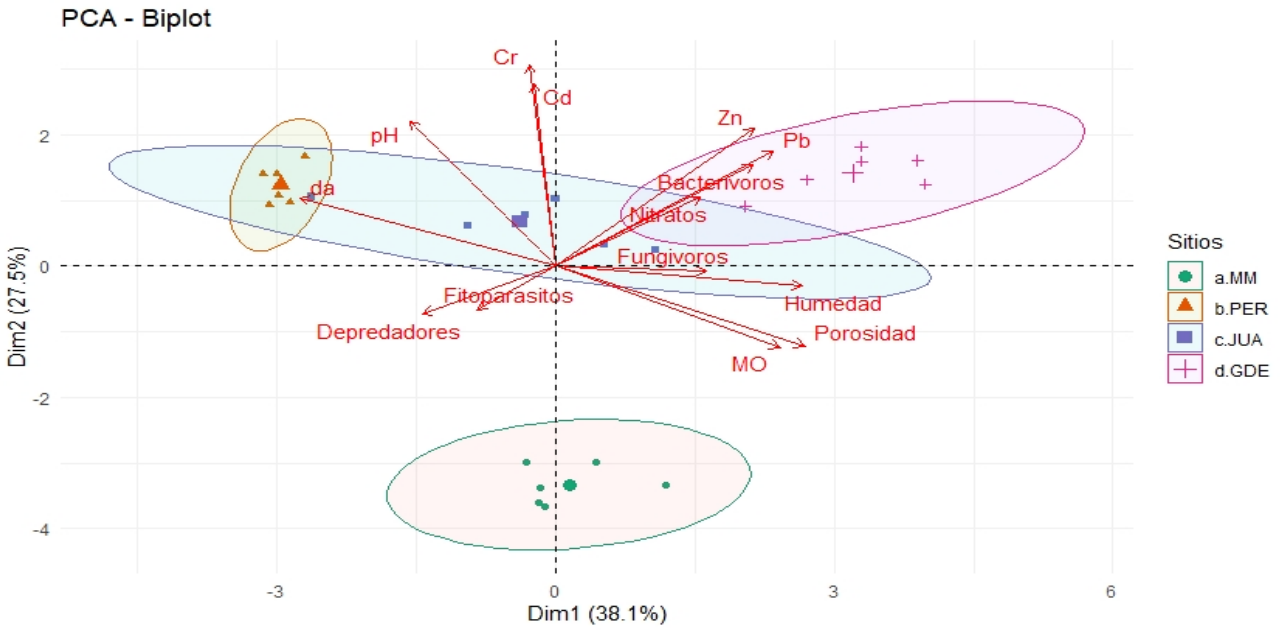


Figura 1. PCA de las caracteristicas de la zona riparia del río Chiquito. El As estuvo debajo del límite de detección (<DLL). Varianza 65.6 %.

Los sitios tuvieron diferente cantidad de nemátodos por grupo en 100 g de suelo que podría relacionarse con las características químicas del suelo (Figura 2). En MM hubo una mayor cantidad de fungívoros (56 ± 9) donde el pH fue ácido (5.8 ± 0.2), la MO fue alta (7.6 ± 1 %) y la concentración de nitratos es baja (1.7 mg kg^{-1}). Por otro lado, en PER y JUA hay una cantidad similar de nemátodos por grupo y el pH fue neutro, pero en PER hubo un alta da, baja MO (3.1 ± 0.3 % contra 5.5 ± 0.3 %), pocos nitratos (1.2 ± 0.3 mg kg^{-1} contra 4.5 ± 1 mg kg^{-1}) y baja porosidad. En GDE hubo una mayor cantidad de bacterívoros comparado con los otros sitios (221 ± 35), alta MO (7.8 ± 0.3 %), pH de 6.5 ± 0.1 y la da fue baja.

La proporción de nemátodos por grupo funcional fue consistente con las evaluadas a nivel global donde un ecosistema templado suele tener mayor cantidad de bacterívoros (van den Hoogen *et al.*, 2019) excepto para el sitio de referencia MM donde hubo mayor proporción de fungívoros. Además, las plantas modifican las proporciones de los grupos por lo que los fitoparásitos o herbívoros son dominantes seguido de los bacterívoros

(Gebremikael *et al.*, 2014). Sin embargo, si la cantidad de fitoparásitos y depredadores es bastante baja se asocia con una perturbación del suelo.

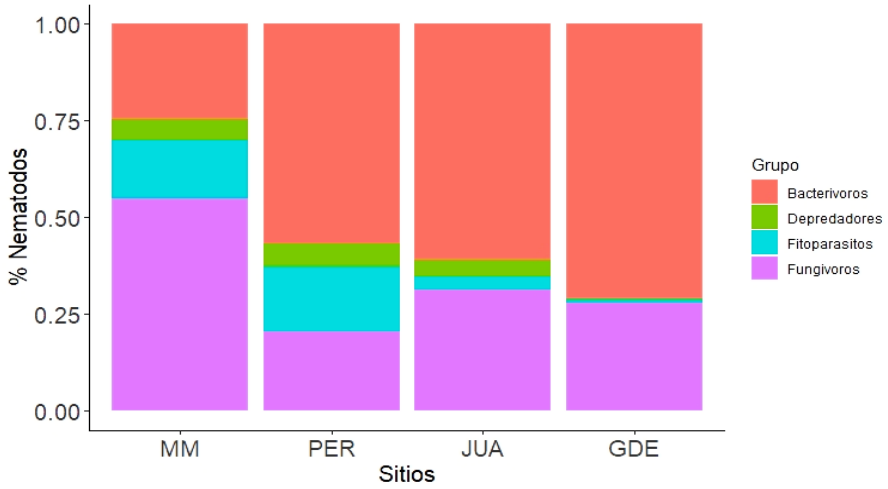


Figura 2. Proporción promedio de grupos de nemátodos por sitio (n = 6).

La gran cantidad nemátodos bacterívoros y fungívoros y la relación negativa con los fitoparásitos y depredadores muestran una posible contaminación química del suelo. Un ejemplo es lo que se ha observado en suelos con contaminación por hidrocarburos donde los nemátodos bacterívoros aumentaron, pero si dicho contaminante se reducía a través del tiempo, éstos nemátodos también podían estabilizarse (Zhou *et al.*, 2022). Aun así, no queda clara la abundancia de las bacterias ante la presencia de los bacterívoros (Trap *et al.*, 2016). Queda pendiente el análisis de los microorganismos en el suelo a partir de la cuantificación de ácidos grasos (WCFA) y su relación con los grupos de nemátodos.

CONCLUSIONES

Los nemátodos identificados por grupo funcional con una extracción sencilla pueden incluirse en la evaluación ecológica de un suelo ripario, ya sea para un estudio preliminar o combinado con los parámetros físicos y químicos. Asimismo, los grupos de nemátodos nos ayudan a deducir características sobre la biota y cómo se relacionan con las funciones del suelo. Lo anterior permite complementar el análisis para plantear opciones de manejo de los suelos riparios en las ciudades.

AGRADECIMIENTOS

A Maribel Nava Mendoza, Hilda Rivas Solórzano, por su apoyo técnico.

BIBLIOGRAFÍA

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., y Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, *120*, 105–125.

Costantini, E. A. C., y Mocali, S. (2022). Soil health, soil genetic horizons and biodiversity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *185*, 24–34.

Gebremikael, M. T., Buchan, D., y De Neve, S. (2014). Quantifying the influences of free-living nematodes on soil nitrogen and microbial biomass dynamics in bare and planted microcosms. *Soil Biology and Biochemistry*, *70*, 131–141.

Guo, M. (2021). Soil health assessment and management: Recent development in science and practices. *Soil Systems*, *5*(4), 61. https://doi.org/10.3390/soilsystems5040061

Gutiérrez, C., Fernández, C., Escuer, M., Campos-Herrera, R., Beltrán Rodríguez, M. E., Carbonell, G., y Rodríguez Martín, J. A. (2016). Effect of soil properties, heavy metals and emerging contaminants in the soil nematodes diversity. *Environmental Pollution*, *213*, 184–194.

Lê, S., Josse, J., y Husson, F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, *25*(1), 1–18.

RStudio Team. (2022). *RStudio: Integrated Development for R* (No. 3). http://rstudio.com/

SEMARNAT. (2007). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. *Diario Oficial de La Federación*, 69.

Trap, J., Bonkowski, M., Plassard, C., Villenave, C., y Blanchart, E. (2016). Ecological importance of soil bacterivores for ecosystem functions. *Plant and Soil*, *398*, 1–24.

U.S. EPA. (2007). *METHOD 3051A (SW-846): MICROWAVE ASSISTED ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, SOILS, AND OILS* (Issue Revision 1). https://epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf

Van den Hoogen, J., Geisen, S., Routh, D., Ferris, H., Traunspurger, W., Wardle, D. A., de Goede, R. G. M., Adams, B. J., Ahmad, W., Andriuzzi, W. S., Bardgett, R. D., Bonkowski, M., Campos-Herrera, R., Cares, J. E., Caruso, T., de Brito Caixeta, L., Chen, X., Costa, S. R., Creamer, R., … Crowther, T. W. (2019). Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature*, *572*, 194–198.

Walkley, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, *37*(1).

Weil, R., y Brady, N. (2017). *The Nature and Propierties of Soils* (15th ed.). Pearson.

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag. https://ggplot2.tidyverse.org

Yeates, G. W., Bongers, T., De Goede, R. G., Freckman, D. W., y Georgieva, S. S. (1993). Feeding habits in soil nematode families and genera-an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, *25*(3), 315-331.

Zhou, J., Wang, Y., Huang, G., Zhang, C., Ai, Y., Li, W., Li, X., Zhang, P., Zhang, J., Huang, Y., Zhou, S., y Zheng, J. (2022). Variation of microbial activities and communities in petroleum-contaminated soils induced by the addition of organic materials and bacterivorous nematodes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *237*, 113559.





DISPONIBILIDAD DE COBRE, MANGANESO Y PLOMO EN SUELOS URBANOS DEL ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY (AMM)

María Inés Yáñez Díaz[1]; Laura Sánchez Castillo[2]; Wibke Himmelsbach[1]; Horacio Villalón Mendoza[1]; Dulce María Niño Orozco[1]

[1] Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Km 145 CP 67700, Linares, Nuevo León, México.
[2] Facultad de Ingeniería y Ciencias, Centro Universitario, Universidad Autónoma de Tamaulipas CP 87120, Cuidad Victoria, Tamaulipas, México. maria.yanezdz@uanl.edu.mx

RESUMEN

Los suelos son fundamentales para el equilibro del ecosistema y el desarrollo económico y social, los cuales no tienen la misma importancia cuando se trata de suelos urbanos, en especial donde existe desarrollo industrial que impactan y modifican la calidad ambiental. El objetivo fue conocer la disponibilidad de metales en tres sitios del Área Metropolitana de Monterrey (AMM) en los municipios de Guadalupe (GPE), San Pedro Garza García (SPGG) y Santiago (STO) donde se cuantificaron los metales de cobre (Cu), manganeso (Mn) y plomo (Pb), así como pH y conductividad eléctrica (CE) en suelo urbanos en profundidades 0-5 cm y 5-30 cm. Se encontraron diferencias significativas entre los tres sitios del AMM para Cu, Pb, pH y CE en ambas profundidades, mientras que Mn no reporta diferencias significativas. Los valores de Cu y Mn fueron mayores en la primera profundidad con valores medios de 5.15 mg L^{-1} (Cu) y 9.32 mg L^{-1} (Mn), disminuyendo en 5-30 cm a 1.96 mg L^{-1}, 6.74 mg L^{-1}, respectivamente para los tres sitios. Pb presentó los valores más alto en el sitio GPE con un promedio de 34.45 mg L^{-1}, mientras que SPGG y STO los valores disminuyeron a 5.48 mg L^{-1} y 2.16 mg L^{-1} respectivamente. pH y CE reportaron en promedio valores neutros de 7.12 y de baja salinidad con 140.7 µS cm^{-1}, indicando una baja movilidad de los elementos. Se reporta una relación de mayor concentración principalmente de Pb y Cu en suelos urbanos donde hay mayor concentración urbana e industrial.

PALABRAS CLAVE: *conductividad eléctrica, contaminación, metales pesados, micronutrientes, pH.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural esencial del cual dependen las personas y demás especies que lo habitan, así como las potencialidades del desarrollo económico y social (Guerrero y Pineda, 2016), proporcionando servicios ecosistémicos de importancia para el bienestar humano (López, 2016) donde pueden funcionar como un filtro de sustancias nocivas.

Se considera metal pesado a aquel elemento con una densidad igual o superior a 5 gr cm^{-3}, desde el punto de vista biológico se diferencian dos grupos; los micronutrientes y los metales pesados sin función biológica (Álvarez y Fernández, 2011). El contenido de un nutriente en el suelo ayuda a conocer la fertilidad potencial para las plantas, donde metales pesados como Cu y Mn son nutrientes esenciales para las plantas y en algunos casos motivo de preocupación ambiental (Buffa y Ratto, 2009). Su presencia en los suelos se encuentra en

forma natural, pero en los últimos años las actividades industriales y la deposición de residuos tóxicos han contribuido su acumulación en el medioambiente (Alcalá *et al*., 2009). La naturaleza del suelo juega un papel fundamental en la disponibilidad de los micronutrientes, que están regidas por los parámetros edafológicos como el pH, el cual en condiciones elevadas ocasiona la retención de estos elementos (Roca *et al*., 2007; López *et al*., 2016).

El Área Metropolitana de Monterrey (AMM) ha presentado una expansión económica que implica una mayor demanda de trabajadores, lo que induce un elevado crecimiento demográfico y un desarrollo urbano (Garza, 1988). La mejora de la calidad del aire del AMM requiere de acciones muy específicas y que sean permanentes hacia las fuentes de emisión de contaminantes, generando un cambio a mediano y largo plazo en los niveles de contaminación en el aire (Martínez y Valdez, 2016), por ende, la disminución de deposición de contaminantes en los suelos del AMM. Es por ello por lo que esta investigación pretende evaluar los contenidos de metales pesados de Cu, Mn y Pb en suelos de áreas urbanas del AMM.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se realizó en suelos urbanos ubicados en 3 sitios del Área Metropolitana de Monterrey (AMM). El sitio 1 corresponde al municipio de Guadalupe en las coordenadas 25°40’05” N y 100°14’58” W a una altitud de 492 msnm, el sitio 2, se ubica en el Municipio de San Pedro Garza García con las coordenadas 25°38’03’’ N y 100°21’34’’ W, con una altitud de 600 msnm y el sitio 3, en el municipio de Santiago con limites en Monterrey en las coordenadas 25°30’44’’N y 100°12’06’’W a una altitud de 500 msnm. El muestreo fue al azar en suelos urbanos considerando la urbanización del AMM y tomando como base la localización de las estaciones SIMA, siendo los sitios 1 y 2 más cercanos a concentraciones urbanas y el sitio 3 más lejanos a estas. El suelo dominante del AMM es el Leptosol, que corresponden a suelos delgados con fragmentos gruesos y enraizamiento limitados.

En cada sitio seleccionado, se tomaron cuatro muestras compuestas a las profundidades de 0-5 y 5-30 cm, teniendo en total 8 muestras por sitio (n=24). Las cuales fueron trasladas al Laboratorio de Suelos y Nutrición de Bosques de la Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Se determinaron los contenidos de cobre (Cu), manganeso (Mn) y plomo (Pb) como metal contaminante a través del método AS-14 con extracción de DTPA de la NOM-021-RECNAT-2000 (2002). Se evaluó el pH del suelo por el método AS-23 especificada en la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) y la conductividad eléctrica en suspensión rápida 1:5 (Woerner, 1989).

Para evaluar el efecto de la urbanización en el suelo se compararon elementos pesados (Cu, Mn y Pb), pH y CE, en los tres sitios del AMM (Factor A) y en dos profundidades (Factor B). Los datos se sometieron a una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p \leq 0.05$) y comparación de Mann-Whitney entre sitios ($p \leq 0.05$). Todos los procedimientos estadísticos fueron realizados utilizando el Paquete Estadístico para las Ciencias Sociales (SPSS) versión estándar 25.0 para Windows.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron diferencias significativas entre los tres sitios del AMM para las propiedades de pH y conductividad eléctrica (CE) para la profundidad 0-5 cm (Cuadro 1). Pero solamente en pH para la profundidad 5-30 cm (Cuadro 2). De las diferencias encontradas en pH en los tres sitios, el sitio GPE presentó un mayor valor medio de 7.50 en ambas profundidades, mientras que en los otros sitios disminuyó ligeramente, principalmente para la segunda profundidad. Las biodisponibilidades de los nutrientes del suelo se ven afectados específicamente por el pH, estudios han demostrado que valores de pH más ácidos se encuentran disponibles mayores micronutrientes en la solución del suelo (Cala y Kunimine, 2003; Castellano *et al*., 2000).

La CE para los tres sitios fue en promedio 162 µS cm^{-1} para la profundidad 0-5 cm y 118.9 µS cm^{-1} para la profundidad 5-30 cm, en un rango entre 67.9 a 278.5 µS cm^{-1} para ambas profundidades. Estos valores son considerados de baja salinidad, no influyendo en los elementos analizados (SEMARNAT, 2002).

Con respecto a los metales disponibles cuantificados en los tres sitios, se encontraron diferencias significativas para cobre (Cu) y plomo (Pb) para las dos profundidades, mientras que para manganeso (Mn) no se encontraron diferencias.

Las concentraciones de Cu, se presentaron en un rango de 0.27 a 16.28 mg L^{-1}, se encontraron diferencias entre los tres sitios para la primera profundidad con valores medios de 0.77 mg L^{-1} (STO), 2.32 mg L^{-1} (GPE) y 11.26 mg L^{-1} (SPGG). En la profundidad 5-30 cm, no se encontraron diferencias entre los sitios de GPE (1.71 mg L^{-1}) y SPGG (3.04 mg L^{-1}), mientras que ambos sitios fueron diferentes al sitio de STO (0.30 mg L^{-1}). Galán y Romero (2008), mencionan que el rango normal de Cu en los suelos corresponde de 2 a 60 mg L^{-1}, con concentraciones anómalas hasta 2000 mg L^{-1} y que la movilidad de los metales pesados es muy baja, quedando acumulados en los primeros centímetros del suelo.

El contenido de Mn obtenido en los tres sitios fue similar con valores de 8.81 mg L^{-1} para STO, 8.88 mg L^{-1} en GPE y 10.17 mg L^{-1} en SPGG, para la profundidad 0-5 cm, mientras que los valores reportados para la segunda profundidad fueron menores en un rango de 5.00 mg L^{-1}, 6.99 mg L^{-1} y 7.37 mg L^{-1}, en el mismo orden que la primera profundidad. El Mn es un micronutriente esencial para las plantas, Roca *et al*. (2007), encontraron valores más altos en la superficie, debido a la afinidad con los complejos órgano-minerales que evitan su pérdida por lixiviación.

Las concentraciones de Pb presentaron diferencias significativas para los tres sitios en la profundidad de 0-5 cm. El sitio GPE presentó los valores medios más altos de 33.92 mg L^{-1} (profundidad 0-5 cm) y 34.99 mg L^{-1} (profundidad 5-30 cm), mientras que los sitios de SPGG y STO presentaron valores medios de 6.22 y 2.23 mg L^{-1}, respectivamente. Para la segunda profundidad el sitio GPE presentó diferencias con el sitio STO, los contenidos se presentaron en el orden de sitio STO (2.05 mg L^{-1}), SPGG (4.75 mg L^{-1}) y GPE (34.99 mg L^{-1}). López *et al*. (2017), mencionan que los valores de Pb en suelos superficiales son mayores a 25 mg k^{-1} a escala mundial, lo que indican una influencia antropogénica derivada de emisiones de gasolina.

Cuadro 1. Valores medios (v.m.) ± desviación estándar (d.e.) para las propiedades de suelo para cada sitio (n=4) para la profundidad 0-5 cm. Valores de *H´* de Kruskall-Wallis.

Propiedades	S1 – GPE		S2 – SPGG		S3 – STO		*H´*
	v.m.	± d.e.	v.m.	± d.e.	v.m.	± d.e.	
Cu (mg L^{-1})	2.32^{a}	0.54	11.26^{b}	4.70	0.77^{c}	0.37	9.846*
Mn (mg L^{-1})	8.88^{a}	1.34	10.17^{a}	1.68	8.81^{a}	4.93	2.462^{NS}
Pb (mg L^{-1})	33.92^{a}	0.54	6.22^{b}	4.70	2.23^{c}	0.37	8.909*
pH	7.48^{a}	0.09	7.15^{ab}	0.24	7.00^{b}	0.30	6.453*
CE (µS cm^{-1})	184.13^{a}	57.06	212.89^{ab}	78.73	88.87^{c}	25.00	7.538*

Cu =cobre, Mn = manganeso, Pb = plomo, CE = conductividad eléctrica. *= Diferencias significativas (p≤0.05); ^{NS} = No hay diferencias significativas (p>0.05). Letras diferentes para cada propiedad indican diferencias significativas entre los sitios (Mann-Witney).

Cuadro 2. Valores medios (v.m.) ± desviación estándar (d.e.) para las propiedades de suelo para cada sitio (n=4) para la profundidad 5-30 cm. Valores de *H´* de Kruskall-Wallis y su significancia entre los sitios (letras en negrita indica p≤0.05).

Propiedades	S1 - GPE		S2 - SPGG		S3 - STO		*H´*
	v.m.	± d.e.	v.m.	± d.e.	v.m.	± d.e.	
Cu (mg L^{-1})	1.71^{a}	0.63	3.04^{ab}	1.57	0.30^{c}	0.05	8.769*
Mn (mg L^{-1})	6.99^{a}	0.97	7.37^{a}	2.26	5.00^{a}	0.96	0.154^{NS}
Pb (mg L^{-1})	34.99^{a}	13.77	4.75^{b}	0.92	2.05^{ab}	0.87	7.855*
pH	7.50^{a}	0.08	6.88^{b}	0.40	6.75^{bc}	0.49	7.499*
CE (µS cm^{-1})	138.29^{a}	34.17	130.52^{a}	42.33	92.45^{a}	34.72	3.577*

Cu =cobre, Mn = manganeso, Pb = plomo, CE = conductividad eléctrica. *= Diferencias significativas (p≤0.05); ^{NS} = No hay diferencias significativas (p>0.05). Letras diferentes para cada propiedad indican diferencias significativas entre los sitios (Mann-Witney).

CONCLUSIONES

Las concentraciones de los elementos pesados analizados en los suelos urbanos del AMM mostraron la secuencia de Pb>Mn>Cu. Las concentraciones de Pb y Cu mayores en los sitios con mayor concentración urbana e industrial, nos reflejan el impacto del crecimiento urbano en las grandes metrópolis, producto de la calidad ambiental que no solo afecta nuestra salud, si no que impacta al suelo al tener la capacidad de absorción de deposición atmosférica. Los sitios como GPE y SPGG, presentan mayores contenidos de Pb a diferencia del sitio ubicado con menos industrialización (STO). Este trabajo es solo un ejemplo del efecto del crecimiento urbano e industrial y de la importancia de considerar al suelo en las ciudades dentro del componente ambiental por los servicios ecosistémicos que brindan.

BIBLIOGRAFÍA

Alcalá J.A., Sosa M., Moreno M., Rodríguez J.C., Quintana C., Terrazas C., Vargas M., Rivero O., Villar C. y Hernández A. (2009). Determinación de las concentraciones de Fe, Mn y Mg en suelo urbano: Ciudad de Chihuahua, México. Revista Latinoamericana de Recursos Naturaleza 5(1): 42-49.

Álvarez E. y Fernández M.L. (2011). 3 Metales pesados en el suelo. Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola. Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico. Universidad de Santiago de Compostela. 33-47.

Buffa E.V. y Ratto S.E. (2009). Contenido pseudototal de cobre, cinc, hierro y manganeso como estimador del fondo geoquímico en suelos de la llanura Chaco-Pampeana de Córdoba, Argentina. CI. Suelo (Argentina) 27(2): 185-198.

Cala V y Kunimine Y. (2003). Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 19(3). 109-115.

Castellano J. Z., Uvalle J. X., y Aguilar, S. A. (2000). Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas (2a edición). México. 226 p.

Garza G. (1998). El área metropolitana de Monterrey en el año 2020. Estudios Demográficos y Urbanos 13(3): 667. DOI: 10.24201/edu.v13i3.1035.

Guerrero M.E. y Pineda V. (2016). Contaminación del suelo en la zona minera de Rasgatá Bajo (Tausa). Modelo conceptual. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, 26(1), pp. 57-74.

Galán E. y Romero A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. Conferencia. Revista de la sociedad española de mineralogía. Macla 10: 48-59.

López R.M. (2016). Servicios ecosistémicos del suelo. Articulo opinión. Ecuador es calidad: Revista Científica Ecuatoriana, Especial de suelos. 10-12.

López M.E., Del Rincón M.C., Muñoz C., Ruiz G.M.L., Solís S. y Zanor G.A. (2017). Evaluación de la contaminación por elementos traza en suelos agrícolas del suroeste de Guanajuato, México. Acta Universitaria, 27(6), 10-21. doi: 10.15174/ au.2017.1386.

Roca N., Pazos M.S. y Bech J. (2007). Disponibilidad de cobre, hierro, manganeso, zinc en suelos del no argentino. CI. Suelo (Argentina) 25 (1): 31-42.

SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Secretaría De Medio Ambiente Y Recursos Naturales. Diario Oficial, (Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis).

Woerner M. (1989). Métodos químicos para el análisis de suelos calizos de zonas áridas y semiáridas. Linares, Nuevo León, México: Dpto. Agroforestal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.

DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UN SISTEMA INTELIGENTE DE REFLECTOMERÍA EN EL DOMINIO DEL TIEMPO PARA EL ESTUDIO DE SUELOS

María Fernanda Martínez-Nájera[1], Alejandro Castañeda-Miranda[1,2]

[1]Ingeniería en Nanotecnología, División de Industrial, Universidad Tecnológica de Querétaro (UTEQ). Av. Pie de la Cuesta 2501, Nacional, 76148 Santiago de Querétaro, Qro., México
[2]División de Industrial, Creativity and Innovation Center 4.0, Universidad Tecnológica de Querétaro (CIC 4.0-UTEQ). Av. Pie de la Cuesta 2501, Nacional, 76148 Santiago de Querétaro, Qro., México. alejandro.castaneda@uteq.edu.mx

RESUMEN

En el presente trabajo se desarrolló un instrumento de reflectometría, el cual opera en el dominio del tiempo (RDT), este instrumento cual se usa para determinar y analizar materiales mediante sus propiedades dieléctricas. En este sentido, mediante la estimación del comportamiento del campo eléctrico, se estableció un tuple en Python usando Google Colab, donde se asignó un comportamiento usando redes neuronales, permitiendo de esta forma, el tener un instrumento inteligente. Teóricamente, en la funcionalidad del dispositivo, se determina la permitividad y la conductividad eléctrica de varios suelos, mediante la medición exclusiva de su humedad contenida. Experimentalmente, se analizan los componentes del suelo a partir de la permitividad relativa. Finalmente, algunas recomendaciones para futuros desarrollos en RDT se formulan, mediante las medias de humedad contenida en materiales porosos.

PALABRAS CLAVES: *humedad del suelo; propiedades dialécticas; reflectometría; suelo.*

INTRODUCCIÓN

La importancia de este tema se refiere a la gestión del contenido de agua del suelo, la cual, es una variable importante para tanto una producción agrícola óptima, así como se requieren en estudios hidrológicos, lo anterior, para ayudar a estimar el balance hídrico, entre muchas otras aplicaciones de medición y formulación de soluciones industriales [1]. La aplicación de la Reflectometría en el Dominio del Tiempo (TDR) en la ingeniería y las ciencias naturales, recientemente, se ha convertido en una técnica innovadora para el Desarrollo Sustentable en la determinación de Suelos Sanos. Su funcionalidad radica en el empleo de ondas electromagnéticas a través de un par de zondas incrustadas sobre el suelo, estableciendo una diferencia de potencial, y, por lo tanto, estableciendo una impedancia eléctrica entre el área de suelo definida por ambas puntas de prueba. Por tal razón, si aparece algún cambio de impedancia a lo largo de la transmisión de la onda a través del medio que se envía, se define si existe una reflexión parcial o total sobre ella, tal reflexión significa una falla. Históricamente, las primeras aplicaciones los TDR fueron investigadores en el campo de la química y la física de los fluidos. Posteriormente, los montajes experimentales fueron mejorando, y la funcionalidad considera tanto la teoría electromagnética para transmisión





de ondas en un medio, así como la evolución en la operación de los microcontroladores y la electrónica para obtener pequeñas señales, mejorando y refinando con una mayor precisión los datos medidos [1-3]. La versión original del método fue adecuada para materiales conductores, donde para su estudio las propiedades eléctricas eran conocidas. Posteriormente, apareció una modificación del método, utilizando técnicas de minería de datos. El principio, los datos de esta modificación, consistían en utilizar la información sobre la ubicación espacial del punto de reflexión sobre el suelo. Por lo cual, si se conociera esta ubicación, se podría calcular la velocidad de propagación de las ondas en el material, que luego se podría utilizar para determinar las propiedades eléctricas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tecnológicamente, el principio de operación es el siguiente: un dispositivo basado en el principio TDR emite ondas electromagnéticas y luego mide las amplitudes de las ondas reflejadas junto con los intervalos de tiempo entre el lanzamiento de las ondas y detectando los reflejos de esta. El procedimiento del TDR para el diseño y construcción del sistema inteligente para el dominio del tiempo, por lo general, consta de cuatro componentes principales: un generador de impulsos, un par de zondas, un amplificador de señales y un sistema digitalizador de señales. El generador de impulsos periódicos produce la energía electromagnética de ondas. El funcionamiento se define de acuerdo con la ecuación 1 (ver figura 1), donde la diferencia de tiempos, tanto de emisión (t_1), así como de recepción (t_2), son proporcionales a 2 veces la longitud de la zonda (l) considerando la raíz cuadrada de la permitividad (ε), e inversamente proporcional a la velocidad de la luz (c).

$$t_2 - t_1 \approx \frac{2 \cdot l \cdot \sqrt{\epsilon}}{c} \qquad (1)$$

El potencial eléctrico de las ondas electromagnéticas consiste en ondas sinusoidales con un rango amplio de frecuencias que produce un DAC de un microcontrolador [3]. Este voltaje alterno se transmite un paso durante un período de 10 segundos, y a su vez, se procede a su digitalización. Posteriormente, se pausa en la transmisión para procesar la información. Esta pausa también aprovecha el hecho de que las ondas estacionarias desaparezcan, y permite que surjan nuevas ondas que se lanzan desde el dispositivo (ver figura 1).

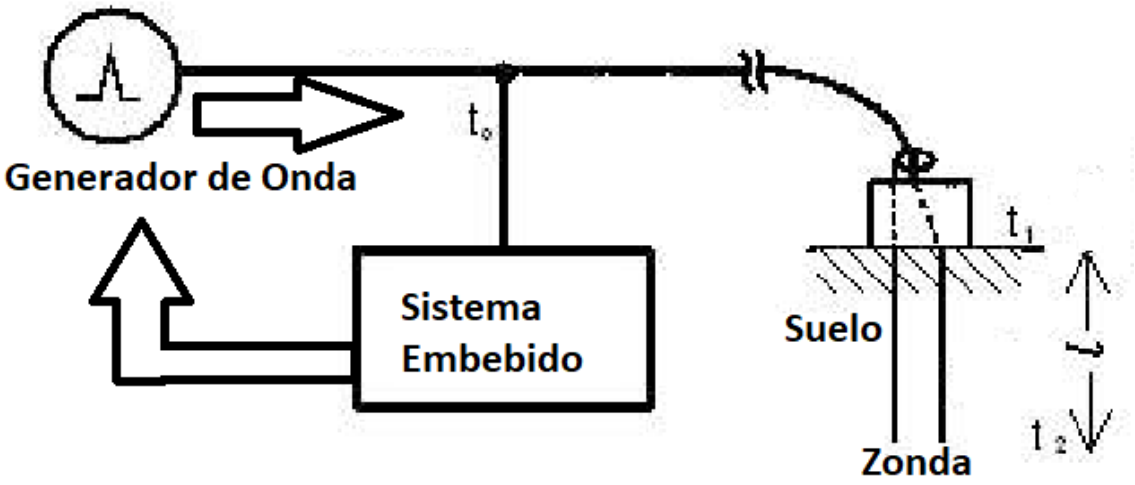


Figura 1. Concepto de TDR para medición de la permitividad del suelo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En términos de homogeneización, un suelo se considera como un material poroso con una mezcla de tres fases, el sólido, líquido y gaseoso. La fase sólida está formada por los suelos con la matriz sólida. La fase líquida es representada por el agua y la fase gaseosa por el aire. En el caso de un suelo seco, se consideran solamente las fases sólida y gaseosa. En caso del agua, una parte del espacio del suelo se llena de agua. Para la evaluación de la permitividad relativa de todo el material, las permitividades de un elemento de suelo, en general, es un compuesto multifásico, sus valores, no puede exceder los límites dados por las permitividades y fracciones volumétricas de sus constituyentes. Los resultados obtenidos a través de una interfaz serial son los mostrados en la figura 2. Por otra parte, en términos de homogeneización, un material poroso se puede considerar como una mezcla de tres fases, que son las fases: sólida, líquida y gaseosa. La fase sólida está formada por los materiales de la matriz sólida. La fase líquida está representada por el agua y la fase gaseosa por el aire. En el caso de un material sin humedad, solo se consideran las fases sólida y gaseosa. En el caso de penetración de agua sobre un suelo, una parte del espacio poroso se llena de agua. Para la evaluación de la permitividad relativa efectiva de todo el material, se deben conocer los elementos que conforman las permitividades del suelo poroso.

Por otra parte, la permitividad relativa efectiva de un circuito multifásico compuesto, no puede exceder los límites dados por el relativo permitividades y fracciones volumétricas de sus constituyentes. Cabe mencionar, que el límite superior se alcanza en un sistema que consta de capas plano-paralelas dispuestas a lo largo del vector de campo eléctrico. El límite inferior se alcanza en un sistema similar, pero con las capas perpendiculares al campo eléctrico.

COM3

```
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,12.91,1.61,4.58,6.84,8.95,14.90,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,12.91,1.61,4.58,6.84,8.95,14.90,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,12.91,1.61,5.50,6.84,8.95,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,12.91,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,12.91,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,12.91,1.61,5.50,6.84,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,12.91,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,12.91,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,6.84,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,6.26,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,12.91,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,6.84,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,6.84,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,6.84,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,12.91,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.15,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,3.82,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.83,3.44,5.54,13.90,1.61,5.50,7.69,9.84,16.05,5.63,2.86,
3.85,7.52,38.59,30.34,7.96,2.95,1.95,2.36,3.44,5.15,12.91,1.61,4.58,5.98,8.95,13.75,5.63,2.86,
```

Figura 2. Datos recolectados por el sistema

CONCLUSIONES

El método de reflectometría en el dominio del tiempo (TDR) se puede considerar como una técnica muy prometedora para medir el contenido de humedad en suelos. A diferencia de otros métodos utilizados para tal fin, no requiere calibración para todos los materiales, gracias al uso de una red neuronal para establecer un modelo de comportamiento. Otra ventaja del método TDR es que puede ser aplicable para tierras con un contenido de sal, donde otros métodos, como el método de resistencia o el método de capacitancia se ve obstaculizada por una pérdida significativa de precisión en la medición, debida a las propiedades eléctricas y electrónicas del cloruro de sodio. El método TDR es portable, por lo que permite determinación situ y no destructivo del contenido de humedad en suelos, rocas y materiales de construcción. El método requiere más investigaciones, particularmente en el proceso de adquisición y adecuación de datos (data set), para mejorar

las predicciones realizadas por el sistema de inteligencia artificial. La utilización de funciones de conversión empíricas con inteligencia artificial es muy práctica, por lo que, su aplicación sobre un sistema embebido es muy factible. Sin embargo, su mayor carencia es una posibilidad limitada de extrapolación fuera del rango de humedad del original, esto fue el resultado obtenido en un conjunto de experimentos aleatorios.

BIBLIOGRAFÍA

Fellner-Feldeg, H.R. The measurement of dielectrics in time domain, Journal of Physical Chemistry 73 (1969) 616–623.

Malicki, M.A., Plagge, R., Roth, C.H., Improving the calibration of dielectric TDR soil moisture determination taking into account the solid soil, European Journal of Soil Science 47 (1996) 357–366.

Jacobsen, O.H., Schjonning, P., Comparison of TDR calibration functions for soil water determination, in: Proceedings of the Symposium Time-Domain Reflectometry – Applications in Soil Science, L.W. Petersen, O.H. Jacobsen (Eds.), Danish Institute of Plant and Soil Science, Lyngby, (1995), 25–33.

Nissen, H.H., Moldrup, P. Theoretical background for the TDR methodology, SP Report No. 11, Danish Institute of Plant and Soil Science, Lyngby (1995), 9–23.

EVALUACIÓN DE LA SALUD DEL SUELO EN PRODUCCIONES HORTÍCOLAS AGROECOLÓGICAS DE LA REGIÓN ANDINO-PATAGÓNICA MEDIANTE INDICADORES FÍSICOS Y BIOLÓGICOS

Emilia Giustiniani[3,5*]; Filipe Behrends Kraemer [1,5]; Camila Villar[2]; Leticia Sabatté[1,4]; Pilar Giovanetti[3,5]; Anahi Fernandez[3,5]; Lucas Garibaldi[3,5]

[1]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina
[2]Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, C1417DSE, Buenos Aires, Argentina
[3]Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina
[4]Universidad Nacional de Luján, Laboratorio de Ecología, Rutas 5 y 7, B6700ZAB, Luján, Argentina
[5]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina. egiustiniani@unrn.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el uso de indicadores físicos y biológicos para caracterizar el estado de la salud del suelo en establecimientos hortícolas agroecológicos del noroeste de la Patagonia bajo condiciones ambientales distintas. Se trabajó en dos establecimientos distintos donde se compararon dos ambientes productivos, uno bajo cubierta y otro en el exterior, y un ambiente natural que se utilizó como referencia. En ambos sitios se tomaros muestras de suelo y de la mesofauna. Entre las propiedades físicas que se analizaron estuvieron el carbono orgánico total (COT), la hidrofobicidad (HS), la porosidad total (PT), la densidad aparente (DA) y la estabilidad estructural (EE). No se encontraron relaciones entre los indicadores físicos y biológicos. Sin embargo, algunos indicadores físicos sí lograron detectar diferencias entre los ambientes. Además, se encontraron relaciones importantes entre la HS, la EE y el COT. Contrariamente, la mesofauna no fue un indicador sensible para detectar diferencias entre los ambientes. Es necesario continuar indagando sobre las variables físicas y biológicas que mejor se asocien para evaluar los impactos de la agricultura en el suelo.

PALABRAS CLAVES: *estructura del suelo; Indicadores de manejo; mesofauna; propiedades físicas*

INTRODUCCIÓN

Un suelo saludable funciona como un sistema vivo y es capaz de sostener la productividad biológica, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y promover la salud de los animales, plantas y humanos (Doran *et al*., 1996). Poder diagnosticar la salud del suelo resulta fundamental a la hora de tomar decisiones de manejo que conserven este importante recurso. Para ello existen determinaciones sobre un conjunto importante de propiedades físicas, químicas y biológicas que están directamente relacionadas y responden a cambios en las funciones y servicios que el suelo provee (Andrews *et al*., 2004).

La estabilidad de los agregados del suelo (EE) es un indicador importante de la calidad estructural del suelo (Behrends Kraemer et al., 2021). Esta se vincula con la porosidad, el desarrollo radicular, el movimiento del agua y es sensible ante cambios en el uso y manejo del suelo (Behrends Kraemer et al., 2019). A su vez, los mecanismos de agregación del suelo están directamente relacionados con otros indicadores como la materia orgánica (MO), la hidrofobicidad (HS) (Behrends Kraemer et al., 2019) y la actividad biológica del suelo (Lehman et al., 2015). Los organismos del suelo tienen un rol importante en la formación de la estructura del suelo y resultan buenos indicadores ya que son sensibles a las alteraciones físicas y químicas en el microhábitat (Bardgett y Cook, 1998).

Estudiar parámetros físicos del suelo, en conjunto con las comunidades de organismos que lo habitan, puede resultar una herramienta muy valiosa para diagnosticar el estado de la salud del suelo y seleccionar estrategias de manejo que contribuyan a mejorarla. El objetivo de este trabajo fue evaluar el uso de indicadores físicos y biológicos para caracterizar el estado de la salud del suelo en establecimientos hortícolas agroecológicos del noroeste de la Patagonia bajo condiciones ambientales distintas.

METODOLOGÍA

Descripción del sitio de estudio

Los estudios se realizaron a fines del otoño del 2021 en dos chacras hortícolas ubicadas en el El Bolsón (41°56'37.27"S; 71°31'4.71"O) y en la comunidad Mapuche "Trypay Antú", próxima a la Ciudad de San Carlos de Bariloche (41° 8'9.27"S; 71°24'42.12"O). En cada una de los sitios se evaluaron 3 ambientes distintos (n=3): un ambiente productivo en invernadero (Inv), un ambiente productivo no cubierto (Ext) y un ambiente natural (An). Este último correspondía a un ambiente con vegetación natural donde no se había realizado agricultura anteriormente. Si bien ambos establecimientos se caracterizan por tener suelos de origen volcánico y estrategias de manejo agroecológicas similares, pertenecen a zonas con climas diferentes, las cuales repercuten en sus características edáficas.

Determinaciones físicas

Para determinar la EE, el carbono orgánico total (COT) y la HS, se extrajeron 3 muestras compuestas de cada ambiente (0-20 cm de profundidad), las cuales fueron tamizadas por 5 y 3 mm. La EE se evaluó mediante la metodología de Le Bissonnais (n=9) (1996), en la que todas las muestras son sometidas a 3 pretratamientos: a) humedecimiento rápido (EE HR); b) agitación (EE agitación); c) humedecimiento lento (EE HL). El COT (n=9) se determinó por Walkley y Black (1934) y la HS mediante WDPT (Water Drop Penetration Time) con un tamaño de gota de 30 ul (n=45) (Letey, 1969). También se extrajeron muestras con el cilindro (90 cm^3) a distintas profundidades (0-5 cm, 5-10 cm y 10-20 cm). Con ellas se calculó la densidad aparente (DA) (Burke *et al.*, 1986) y la porosidad total (PT). La PT se obtuvo a partir de la DA y la densidad de partícula (n=3), esta última calculada mediante el método del picnómetro en Kerosen.

Mesofauna

Para extraer la mesofauna del suelo se tomaron 6 muestras al azar con cilindros de PVC (60 cm^3) a 10 cm de profundidad en cada uno de los ambientes estudiados. En el laboratorio, las muestras se colocaron en los embudos de Berlesse-Tullgren (Southwood, 1980) durante 10 días. Posteriormente se procedió al reconocimiento de los organismos bajo lupa. Por su importancia y abundancia en los suelos, los ácaros y colémbolos fueron los grupos en los que se centró el análisis. Mediante el uso de claves (Dindal, 1990), los ácaros se identificaron hasta suborden y los colémbolos a nivel de clase. Para cada muestra se identificó la abundancia de todos los grupos y la abundancia de la mesofauna total.

Análisis estadístico

Los datos de las propiedades físicas se analizaron mediante análisis de la varianza (ANOVA), utilizando a los 3 ambientes como variables independientes. Cuando se encontraron diferencias significativas, se aplicó el test de Tukey con un $p<0,05$. En el caso de la mesofauna, se utilizó el test no paramétrico Kruskal–Wallis por la falta de normalidad de los datos y para identificar diferencias entre ambientes se utilizó el test de Bonferroni. Además, se establecieron correlaciones de Pearson para analizar la relación entre las variables físicas y biológicas. Los análisis se realizaron usando el software estadístico R (versión 4.2.0, 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Indicadores físicos

El COT mostró valores altos para los dos sitios evaluados (El Bolsón 7,5% y Trypay Antú 5,5% en promedio) (Figura 1). Este resultado coincide con valores hallados en otros estudios en Andisoles de la región (Urretavizcaya, 2010). Sin embargo, los ambientes con un uso intensivo tendieron a mostrar un menor COT en relación al An (1% menos en ambos sitios), sobre todo en el Ext. La HS mostró valores elevados, principalmente en el ambiente Inv. Otros estudios en Andisoles de la región destacan el carácter hidrofóbico de estos suelos y se lo atribuyen a sus características intrínsecas como la elevada macro porosidad (Jaramillo, 2004). Por su parte, la DA mostró valores bajos (El Bolsón 0,75 y Trypay Antú 0,57 Mg M-3 en promedio) y aumentó con la profundidad. Estos valores son frecuentes en los Andisoles (Shoji *et al*., 1993) y se explican por la baja densidad del material de origen volcánico, su elevada porosidad y el alto contenido de MO (Urretavizcaya, 2010).

La EE mostró diferencias entre los distintos ambientes solo para el sitio El Bolsón (Figura 2). En este sitio la estabilidad promedio fue mayor en el An y en el Inv, y disminuyó significativamente en el Ext ($p<0,05$). El único pretratamiento que logró detectar diferencias entre ambientes fue el EE HR, tal como suele ocurrir en suelos con altos contenidos de carbono orgánico (Le Bissonnais, 1996). La similitud entre los valores de EE del ambiente Ext e Inv con el An, indicaría que el manejo intensivo del suelo no estaría afectando negativamente a la EE. Esto podría deberse a la alta EE de los Andisoles y la baja susceptibilidad a la degradación ante cambios en el uso y manejo del suelo (Rodríguez et al., 2006).

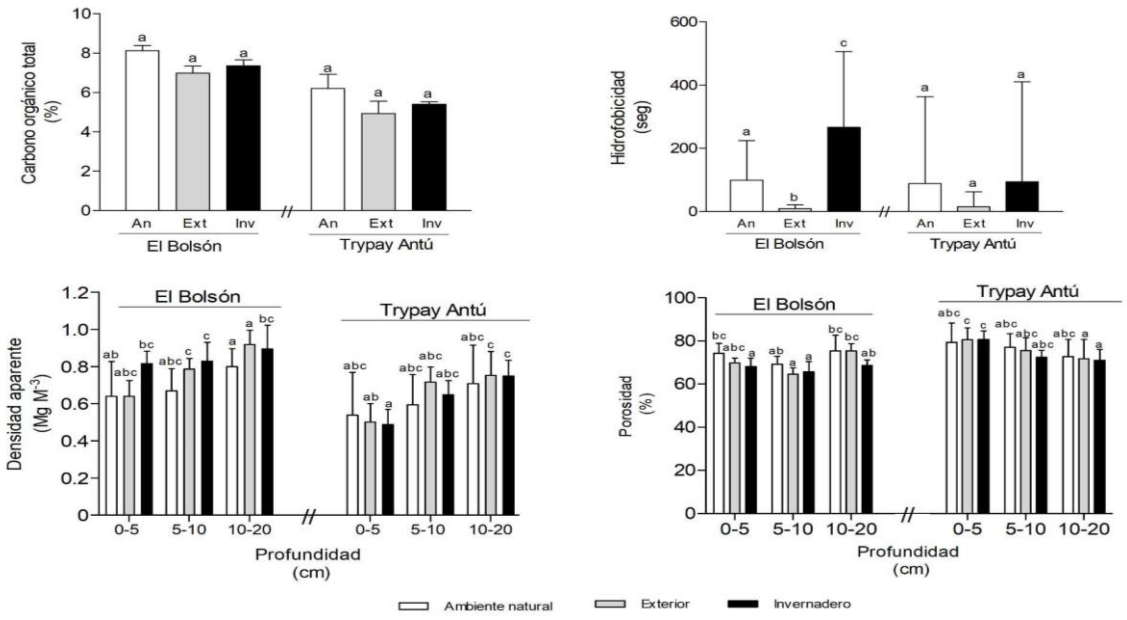


Figura 1. Carbono orgánico total, Hidrofobicidad, Densidad aparente y Porosidad para cada uno de los sitios evaluados en los tres ambientes: Ambiente natural (An), Exterior (Ext) e Invernadero (Inv). Las barras representan el desvío estándar. Letras diferentes corresponden a diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

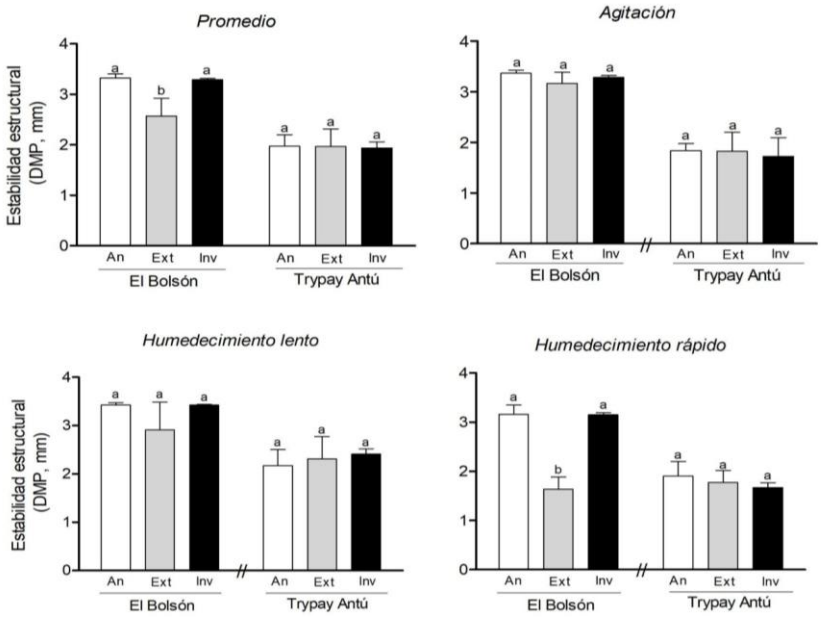


Figura 2. Estabilidad estructural (DMP, mm) según la metodología de Le Bissonnais (1996) para los dos sitios y sus tres ambientes. Se muestran los resultados de la estabilidad estructural utilizando los tres pretratamientos (agitación, humedecimiento lento y humedecimiento rápido) y el promedio de estos tres (estabilidad promedio). Las barras representan el desvío estándar. Letras diferentes corresponden a diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

Indicadores biológicos

La mesofauna no resultó un indicador sensible para detectar diferencias entre los distintos ambientes en ninguno de los dos sitios (información no mostrada). Además mostró tendencias distintas en cada uno de ellos. En el Bolsón la abundancia de la mesofauna total fue igual en todos los ambientes, pero en Trypay Antú el An tendió a mostrar una mayor abundancia que los otros ambientes.

Indicadores físicos y biológicos

Si bien no se pudo establecer ninguna relación entre los indicadores físicos y biológicos, sí se encontraron relaciones destacables entre los distintos indicadores físicos. El COT mostró una elevada correlación con el EE agitación y el EE HL (Cuadro 1). Estos resultados destacan la importancia del COT para mantener la cohesión de los agregados y conservar la estructura del suelo. En contraposición, el COT no mostró una relación significativa con la DA (Cuadro 1), lo cual podría explicarse por la fuerte influencia del material de origen en la DA de estos suelos (Broquen *et al*., 2004). Finalmente, el EE HR también mostró una fuerte correlación con la HS (Cuadro 1), en coincidencia con otros estudios previos (Behrends Kraemer *et al*., 2019). En estos casos, la HS contribuiría al aumento de la EE ya que permitiría que el agua entre de forma más lenta a los agregados, evitando que el aire quede entrampado en su interior y estallen (Caron, 1996).

Cuadro 1. Análisis de correlación de Pearson entre las variables físicas, biofísicas y biológicas estudiadas. Referencias: DA: densidad aparente; EE agitación: estabilidad estructural x agitación; EE HL: estabilidad estructural x humedecimiento lento; EE HR: estabilidad estructural x humedecimiento rápido; EE promedio: promedio de los tres pretratamientos de EE; HS: hidrofobicidad del suelo; COT: carbono orgánico total; M+P: mesostigmata y prostigmata. Los espacios vacíos son para los casos en los que no dieron significativas las correlaciones entre las variables. Nivel de significancia: *p < 0,05; ** p< 0,01; ***p < 0,001.

	DA	Porosidad	EE agitación	EE HL	EE HR	EE promedio	HS	COT	Mesofauna	Colémbolos	Oribátidos	M+P
DA			0,89*			0,81*						
Porosidad												
EE agitación	0,89*			0,95**		0,94**		0,92*				
EE HL	0,85*		0,95**		0,84*	0,99***		0,88*				
EE HR				0,84*		0,90*	0,81*					
EE promedio	0,81*		0,94**	0,99***	0,90*			0,91*				
HS					0,81*							

Carbono	0,92*	0,88*	0,91*			
Mesofauna						0,84*
Colémbolos					0,84*	
Oribátidos						
M+P						

CONCLUSIONES

Este trabajo utiliza distintos indicadores físicos y biológicos para evaluar el estado de la salud del suelo en producciones hortícolas agroecológicas. Los indicadores físicos tendieron a mostrar un peor desempeño en los ambientes con un uso intensivo del suelo en comparación con al An. Esto demuestra la posibilidad de mejorar las prácticas de manejo de los establecimientos para que el estado de sus suelos se asemeje a su condición natural. En este estudio, la mesofauna no fue un indicador sensible para detectar diferencias entre los distintos ambientes. El desempeño general de los indicadores demuestra que es necesario continuar indagando sobre las variables físicas y biológicas que mejor se asocien para evaluar los impactos de la agricultura en el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Andrews, S. S., Karlen, D. L., Cambardella, C. A., (2004). The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. Soil Sci. Soc. Am. J. 68(6), 1945-1962

Bardgett, R.D., Cook, R., (1998). Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. Appl. Soil Ecol. 10, 263–276

Behrends Kraemer, F. B., Hallett, P. D., Morrás, H., Garibaldi, L., Cosentino, D., Duval, M., Galantini, J., (2019). Soil stabilisation by water repellency under no-till management for soils with contrasting mineralogy and carbon quality. Geoderma 355, 113902

Behrends Kraemer, F. B., Morrás, H., Fernández, P. L., Duval, M., Galantini, J., Garibaldi, L., (2021). Influence of edaphic and management factors on soils aggregates stability under no-tillage in Mollisols and Vertisols of the Pampa Region, Argentina. Soil Till Res. 209, 104901

Broquen, P. C., Candan, F., Lobartini, J. C., Girardin, J. L., (2004). Relaciones entre el carbono orgánico y propiedades edáficas y del sitio en suelos derivados de cenizas volcánicas, sudoeste de Neuquén (Argentina). Ciencia del Suelo 22(2), 73-82

Burke, W., Gabriels, D., Buoma, J., (1986). Soil Structure assessment. A.A. Balkema, Rotterdam, 92 p.

Caron, J., (1996). Describing pressure buildup within aggregates following immersion: A model. In: Caron, J. (Ed.), Proceedings of the 3rd Eastern Canada Soil Structure Workshop. Colloque Canadien sur la structure du sol, Merrickville, Ontario, pp. 59-73

Dindal, D. (ed), (1990). Soil biology guide. Wiley, New York

Doran, J. W., (1996). Soil health and sustainability. Advances in Agron. 56, 1-54

Jaramillo, D., (2004). Repelencia al agua en suelos con énfasis en Andisoles de Antioquia. Universidad Nacional Colombia sede Medellín. 204p.

Le Bissonnais, Y., (1996). Aggregate stability and as- sessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. Eur. J. Soil Sci. 47, 425-437

Lehman, R. M., Cambardella, C. A., Stott, D. E., Acosta-Martinez, V., Manter, D. K., Buyer, J. S., ... Karlen, D. L., (2015). Understanding and enhancing soil biological health: the solution for reversing soil degradation. Sustainability 7(1), 988-1027

Letey, J., (1969). Measurement of contact angle, water drop penetration time, and critical surface tension. In: DeBano, L.F., Letey, J. (Eds.), Water Repellent Soils. Proc. Symp. University of California, Riverside, pp. 43-47

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, (2018)

Rodríguez, A., Arbelo, C.D., Guerra, J.A., Mora, J.L., Notario, J.S., Armas, C.M., (2006). Organic carbon stocks and soil erodibility in Canary Islands Andosols. Catena 66 (3), 228-235

Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R., (1993). Volcanic Ash Soils. Genesis. Properties and Utilization. Developments in Soil Science, vol. 21. Elsevier, Amsterdam. 288 pp.

Southwood, T.R.E., (1980). Ecological Methods, 2nd ed. Chapman & Hall, New York, 524 pp.

Urretavizcaya, M. F., (2010). Propiedades del suelo en bosques quemados de Austrocedrus chilensis en Patagonia, Argentina. Bosque (Valdivia) 31(2), 140-149

Walkley, A. y A. Black., (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37, 29-38

ANÁLISIS DE SUELOS CON LA ESPECTROSCOPIA DE INFRARROJO CERCANO

Armando Guerrero-Peña[1]; Lorena del Carmen Hernández Nataren[2]

[1]Colegio de Postgraduados – Campus Tabasco. Periférico Carlos A. Molina S/N Carr. Cárdenas Huimanguillo km 3.5, CP 86500. H. Cárdenas, Tabasco, México. Teléfono: 01(937 37 2 23 86)
[2]Centro de Investigación e Innovación para la Sustentabilidad de la Palma de Aceite Calle Ceiba #104, Lote 1 - Parque Industrial Aeropuerto Colinas del Sureste, R/A Coronel Traconis 1ra sección, Centro, Tabasco, México. Teléfono: 01(993 412 6775) garmando@colpos.mx

RESUMEN

El análisis de suelos es un apoyo para los estudios de suelos: génesis, clasificación, fertilidad, salinidad, contaminación, forenses, inventarios de suelos, etc. Los análisis, en México, se realizan con métodos convencionales normalizados que requieren horas o días, destruyen las muestras, requieren material y reactivos y generan residuos de laboratorio. El espectrofotómetro de infrarrojo cercano (NIRS) se presenta con una alternativa para reducir el tiempo de análisis (a minutos), conservar las muestras de estudio y no generar residuos de laboratorio. El objetivo del presenta trabajo es mostrar investigaciones de propiedades y elementos del suelo realizada en México con la NIRS. Se utilizó un NIRS marca Foss. La medición de la reflectancia fue en el intervalo de longitud de 400-2498 nm, en intervalos de 2 nm; con un total de 1050 datos por muestra. Para el análisis quimiométrico de los espectros y la generación de modelos de calibración y/o clasificación, se usó programa Pirouette. Se obtuvieron modelos de calibración para cuantificar la materia orgánica (MO), nitrógeno total (Nt) e hidrocarburos totales de petróleo, en suelos; así como modelos de clasificación para evaluar la calidad de los suelos. Se concluye que NIRS genera información suficiente para establecer modelos de calibración para cuantificar propiedades y elementos de los suelos y modelos de clasificación, con resultados similares a los obtenidos con los métodos convencionales. Con la ventaja de que el tiempo de análisis se reduce a minutos, no destruye las muestras, no se requieren reactivos y no genera residuos de laboratorio.

PALABRAS CLAVE: *calidad de suelo; contaminación con petróleo crudo; modelos de cuantificación; modelos de clasificación; quimometría*

INTRODUCCIÓN

El análisis de suelos es una herramienta de apoyo para los estudios de suelos: génesis, clasificación, fertilidad, salinidad, contaminación, forenses, inventarios de suelos, etc. Los cuales se realizan con métodos convencionales normalizados en México (NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2022)) o armonizados por organismos internacionales (Red Mundial de Laboratorios de Suelos (GLOSOLAN-FAO)), entre otros.

Los métodos convencionales se caracterizan porque requieren de horas a días en el análisis, destruyen las muestras, requieren material y reactivos de laboratorio, generan residuos de laboratorio, principalmente. Mientras que, con los métodos instrumentales, como NIRS, el tiempo de análisis es de minutos, no destruye las muestras, no se requieren

reactivos y por lo tanto no generan residuos de laboratorio. El enfoque actualidad de la Química Analítica es resolver el problema planteado con el menor esfuerzo y tiempo posible. Por esta razón se trabaja adaptar o validar el uso de la tecnología NIR en el estudio de los suelos.

La investigación que se presentan son modelos de calibración y/o clasificación de las propiedades, elementos y contaminantes de los suelos; así como modelos de clasificación para evaluar la calidad de los suelos. La hipótesis que se plantea en esta línea de investigación es que la tecnología NIR genera información útil y suficiente para establecer modelos de calibración y/o clasificación para el análisis de propiedades, elementos, índices de calidad y contaminantes en los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos estudiados proceden de: 1) la zona petrolera Cinco Presidentes, en la región de la Chontalpa, Tabasco, y 2) suelos del estado de Tabasco. Los análisis se realizaron, para los suelos contaminados por petróleo crudo, se realizaron con el método de extracción por reflujo Soxhlet método EPA (3540C) (USEPA 1996), descrito en la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 (SEMARNAT 2005). Para el análisis de suelos, no contaminados, se utilizaron los métodos establecidos en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002).

Para el registro de espectros se utilizó un espectrofotómetro de infrarrojo cercano marca Foss NIRSystems, modelo Versatile Agri Analyzer 6500 System II Vertical Type 461008. Los registros fueron obtenidos con el programa ISIscan (Infrasoft. 2008. ISIscan, Quick Start Guide for System II Analyzer. Version 2.81. Infrasoft International LLC. State College, PA USA). La medición de la reflectancia fue en el intervalo de longitud de 400-2498 nm, en intervalos de 2 nm; con un total de 1050 datos por muestra. La celda porta muestras es rectangular de 24 cm^3 con ventana de cuarzo (con una capacidad aproximada de 50 g de muestra). Para el análisis quimiométrico de los espectros y la generación de modelos de calibración y/o clasificación, se usó programa Pirouette 4.11 (Chemometrics Software versión 4.5 para Windows de infometrix Inc. Copyrigth, 2007. Los estadísticos utilizados para la validación de los modelos se describen en cada caso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el caso de los suelos contaminados por petróleo crudo se establecieron y validaron modelos de calibración para estimar la concentración de hidrocarburos totales de petróleo. En la Figura 1 se presenta los espectros NIR de los suelos estudiados. En la Figura 1 se presenta un ejemplo de espectros NIR, que puede ser utilizados para establecer modelos de calibración o de clasificación. Los espectros son similares para los trabajos que se presentan en este resumen.

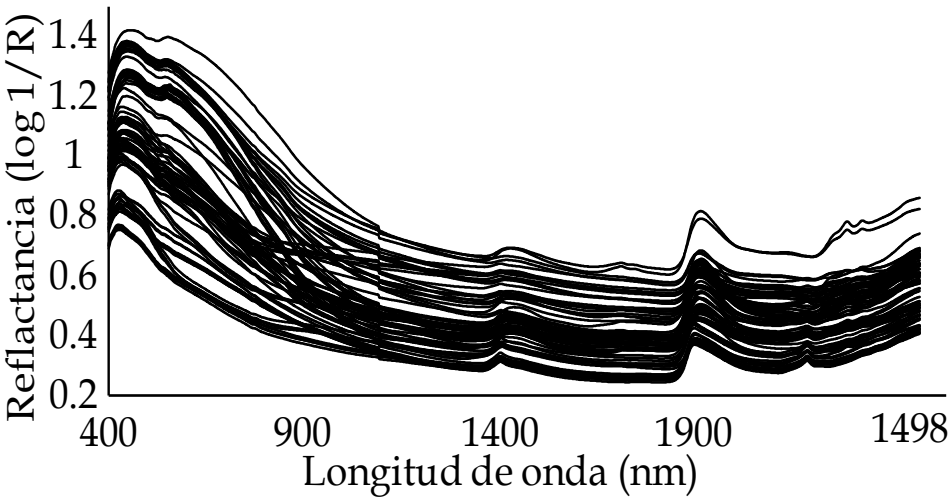


Figura 1. Ejemplo de espectros NIR de suelos.

Los espectros NIR son transformados a variables numéricas para su análisis mediante técnicas quimiométricas como los modelos de regresión de mínimos cuadrados parciales (PLS) y los modelos de clasificación (ejemplo, el modelado suave independiente de analogías de clase (SIMCA), análisis discriminante por mínimos cuadrados parciales (PLS-DA), etc.).

En la Figura 2 se presentan en rojo las muestras utilizadas en la construcción del modelo de calibración para estimar la concentración de petróleo crudo en el suelo, mientras que en verde son las muestras para la validación externa del modelo. Los indicadores estadísticos de la validación interna y externa del modelo, coeficiente de determinación (R^2) es superior al 0.95, en ambos casos; mientras que la desviación predictiva residual (RPD) es baja, menor a 10, dada la magnitud estimada. Por lo que se concluye que la tecnología NIR permite estimar la concentración de hidrocarburos del petróleo en suelos tropicales de una manera más rápida y con resultados similares a los obtenidos con los métodos convencionales de referencia.

Los modelos de estimación de propiedades y elementos del suelo se aplican en el análisis de materia orgánica, carbono orgánico e inorgánico, etc. Ver ejemplos de Jarquín *et al*. (2011) y Esquivel-Valenzuela (2018).

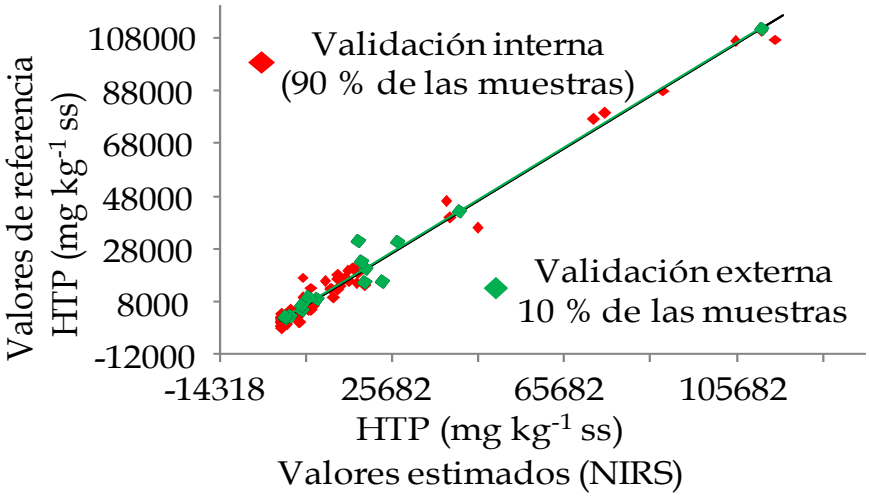


Figura 2. Correlación del valor estimado y de referencia en la validación interna y externa del modelo de estimación de hidrocarburos en suelo, generado con los espectros NIR.

CONCLUSIONES

Se concluye que la tecnología NIR genera información útil y suficiente para establecer modelos de calibración para cuantificar los hidrocarburos del petróleo en los suelos y propiedades y elementos de los suelos; así como modelos de clasificación para predecir el índice de calidad de los suelos. La ventaja de los métodos generados con la tecnología NIR es que el tiempo de análisis se reduce a minutos, no destruye las muestras, no se requieren reactivos y por lo tanto no generan residuos de laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

Esquivel-Valenzuela, B., Cueto-Wong, J. A., Cruz-Gaistardo, C. O., Guerrero-Peña, A., Jarquín-Sánchez, A., Burgos-Córdova, D. (2018). Organic carbon and total nitrogen in Mexican forest soils through VIS-NIR spectroscopy. Revista Mexicana de Ciencias Forestales Vol. 9 (47). https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.158

Jarquín-Sánchez A., Salgado-García S., Palma-López D.J., Camacho-Chiu W., Guerrero-Peña A. (2011). Análisis de nitrógeno total en suelos tropicales por espectroscopia de infrarojo cercano (NIRS) y quimiometría. Agrociencia. 45(6):653-662.

SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre de 2002. México. Retrevied from: https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/medioambiente/Varios/Leyes_y_Normas_SEMARNAT/NOM/Elaboraci%C3%B3n%20Conjunta%20con%20otras%20Secretar%C3%ADas/5.%202005.pdf

SEMARNAT. (2005). Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SS-203, Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación. Diario Oficial de la federación, 30 de marzo de 2005. México.

CONTENIDO DE METALES EN SUELOS REGADOS CON AGUAS RESIDUALES EN EL ALTO ATOYAC

Numa Pompilio Castro-González[1]; Francisco Calderón-Sánchez[2]; Rafael Moreno-Rojas[3]; Erick Reyes-Cervantes[5]; Rosalía del Carmen Castelán Vega[4]; José Víctor Tamariz-Flores[4]

1 Facultad de Ingeniería Agrohidráulica, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Av. Reforma 167, 73900 Tlatlauquitepec, Puebla, México
2 Colegio de Postgraduados-Campus Puebla, Blvd. Forjadores de Puebla 205, Santiago Momoxpan, 72760 San Pedro Cholula, Puebla, México
3 Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, edificio Darwin s/n, km 396 Carretera Nacional IV, 14014 Córdoba, España
4 Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, Av. 14 Sur 6301, edificio 103B, Ciudad Universitaria, Col. San Manuel, 72570 Puebla, Puebla, México
5 Centro Universitario de Vinculación y Transferencia de Tecnología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Prolongación de la 24 Sur y Av. San Claudio, Ciudad Universitaria, Col. San Manuel, 72570 Puebla, Puebla, México. jose.tamariz@correo.buap.mx

RESUMEN

Se analizó los contenidos de metales en los suelos regados con aguas residuales, se calculó el Igeo (índice de geoacumulación) y el FE (factor de enriquecimiento) a partir del contenido de Cd, Pb, Ni, Cu, Co, Cr, Zn en los suelos regados con las aguas residuales de los ríos Atoyac y Zahuapan, para determinar su origen. Se tomaron muestras en 16 sitios en cuatro zonas en dos temporadas del año. La determinación de metales se realizó con un espectrómetro de (ICP-OES), previa digestión por microondas. Las diferencias ($p < 0.05$) entre fuentes de agua residual coinciden con el origen de éstas, donde el río Atoyac presenta la mayor concentración de Pb. Los suelos mostraron un contenido de metales en orden decreciente: Zn (22.8) > Cr (17.7) > Ni (14.8) > Pb (14.7) > Cu (13.06) > Co (5.5) > Cd (1.2) mg/kg. El Ifgeo fue de 0.003 a 3.0, siendo el Cd el de mayor geoacumulación. El FE presentó valores de 1.84 a 6.0. Ambos índices muestran contaminación de origen antrópico en los suelos agrícolas de la subcuenca del Alto Atoyac.

PALABRAS CLAVE: *índice de geoacumulación, índice de enriquecimiento, suelos contaminados.*

INTRODUCCIÓN

La acumulación de metales representa un peligro para la salud pública, debido a que estos elementos pueden llegar al manto freático o ser introducidos a la cadena trófica al ser absorbidos por las plantas. Las actividades antrópicas son las principales causas de las altas concentraciones de Cd, Pb, Zn y Ni en suelos agrícolas, hortalizas y cereales que fueron irrigados con aguas residuales. El río Atoyac y Zahuapan han recibido desde 1982 vertidos de diversas actividades, lo que podría estar contribuyendo a la acumulación de metales pesados en los suelos agrícolas que son regados con estas aguas. En este trabajo se determinó la concentración de Cd, Pb, Ni, Cu, Co, Cr, Zn en suelos agrícolas, así como el índice de

geoacumulación (Igeo) y el factor de enriquecimiento (FE), para de medir el grado de contaminación.

MATERIALES Y METODOS

Este trabajo se realizó en: verano y primavera, definiendo 4 áreas de muestreo representativas de la cuenca, las zonas 1 y 2, Tepetitla y Nativitas, en el estado de Tlaxcala, corresponden al río Atoyac. La zona 3 en Santa Isabel Tetlatlahuca, Tlaxcala, afectada por el río Zahuapan, la zona 4 correspondió a Tecamachalco, Puebla (Figura 1). Se obtuvieron 10 submuestras en cada sitio, las cuales se mezclaron para formar una muestra compuesta de cada lugar y se colocaron en bolsas de polietileno negro, [SEMARNAT 2002]). Se utilizó el método SW 846 3051 para suelos de la USEPA. La cuantificación de determinación de metales pesados, se realizó mediante NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Las digestiones se realizaron con microondas CEM-MarsX.

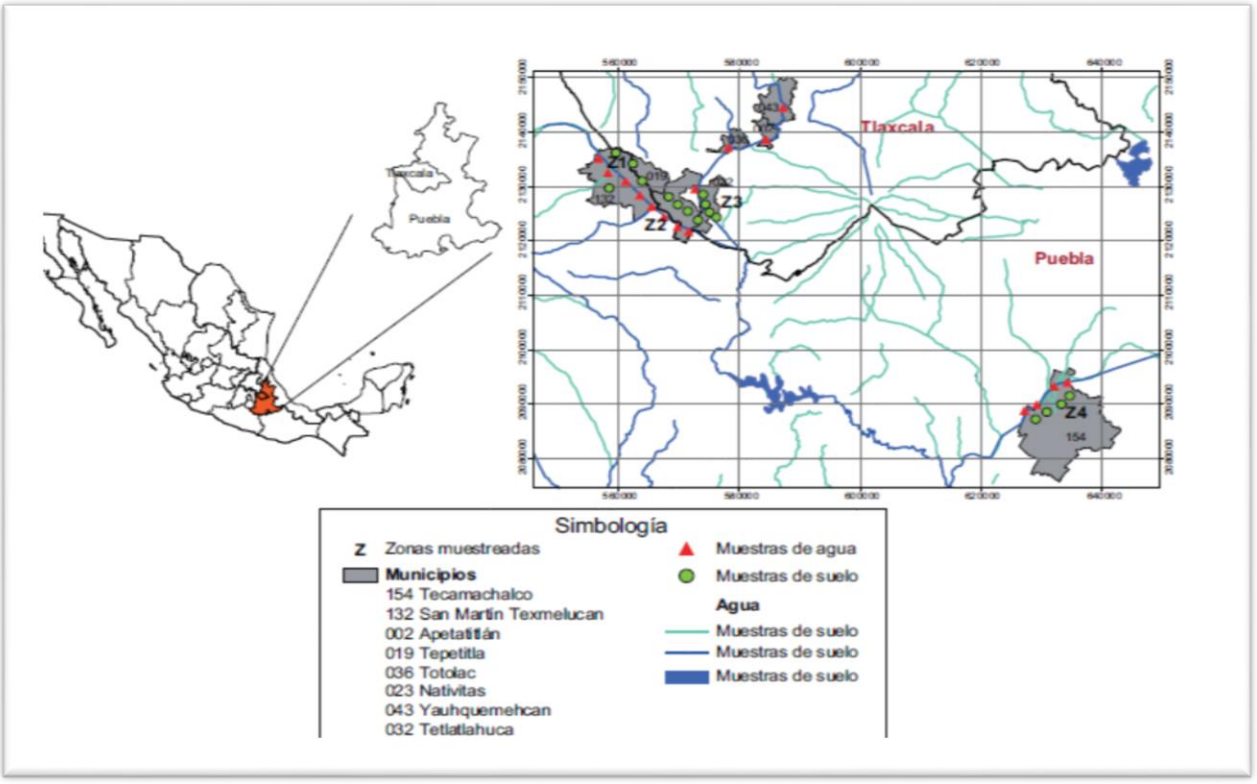


Figura 1. Zona de estudio

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este trabajo se obtuvieron valores de pH cercanos a 7.8 (± 0.4) y de CE de 0.2 ds/m (± 0.08). La constitución de la textura fue proporcionalmente de 32.2 % (± 2) de arena, 33.4 % (± 4) de arcilla y 34.3 % (± 6) de limo, y los suelos se clasificaron como franco-arcillosos. Ninguna de estas variables fisicoquímicas mostró diferencias significativas ($p > 0.05$) entre zonas o estaciones del año.

Los valores de la concentración de metales en las 4 zonas (Cuadro I) presentó diferencias significativas ($p< 0.005$) en Ni y Cr, siendo las de la zona 4 menores que en el resto, las cuales presentaron concentraciones similares.

Cuadro I. Contenido de metales (mg/kg) en suelos irrigado con aguas residuales

Zona	Cd	Pb	Ni	Cu	Co	Cr	Zn
1	1.16 ± 0.2^{a}	14.79 ± 1.2^{a}	15.40±1.5^{ab}	12.19±1.6^{a}	5.10±0.2^{a}	19.04±3.3^{ab}	25.33±1.5^{a}
2	11.50 ± 0.3^{a}	13.03 ± 4.8^{a}	14.70±3.6^{ab}	11.24 ± 3.1^{a}	5.28±1.3^{a}	17.35±3.2^{ab}	20.72± 3.5^{a}
3	1.42 ± 0.5^{a}	17.67±7.1^{a}	16.69±4.6^{a}	14.20± 4.7^{a}	5.30±2.2^{a}	20.25 ±5.8^{a}	25.53 ±4.9^{a}
4	1.22 ± 0.2^{a}	13.60 ± 2.6^{a}	12.40 ±2.0^{b}	14.62 ± 3.6^{a}	6.30±0.8^{a}	14.37 ±2.2^{b}	20.29 ±3.4^{a}

Diferentes letras (a, b) representan diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre zonas; (±) desviación estándar (Tukey, $\alpha = 0.05$)

Además, al analizar por época del año, no se observaron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las zonas. Comparando las concentraciones de metales en el agua residual y el suelo, se pueden observar diferencias importantes (Fig. 2), ya que el tiempo de uso de las aguas residuales es un factor importante en la acumulación de los metales en los suelos agrícolas.

El (Igeo) índice de geoacumulación determinado fue de moderado a alto (Fig. 1a), muestra que los suelos en las 4 zonas tenían un nivel de contaminación bajo para Cr, Cu, Co, Pb, Ni, pero los valores de Cd y Zn fueron mayores a 1, lo cual indica contaminación moderada. Los valores de Igeo por zona indican que para Cd hubo una diferencia significativa ($p < 0.05$), lo cual demuestra que en las zonas 1, 2 y 4 los suelos están moderadamente contaminados. Se considera que la zona 3 (irrigada con agua del río Zahuapan) está de moderada a altamente contaminada.

Los metales con el factor de enriquecimiento (FE) más alto en orden descendente fueron: Pb > Cu > Zn > Co > Ni > Cr > Cd. Los valores para esta variable determinaron que la contaminación provenía de una fuente diferente a la de la roca madre (Fig. 1b). Hubo una diferencia ($p < 0.05$) entre zonas para Ni, Cr y Zn. Las zonas 1, 2 y 3 tuvieron una FE mayor que la 4, aunque la FE en esta última fue moderada. Sólo para Pb se encontró una FE significativa en las zonas 1 y 3, al igual que para Zn en la zona 1. Por otro lado, el FE entre estaciones mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) para Co y Pb, resultando valores más altos en verano (4.7 y 6.0, respectivamente) respecto a la primavera (3.7 y 4.6, respectivamente). Dichos valores de FE corresponden a una clasificación moderada, siendo la diferencia significativa sólo para Pb en verano.

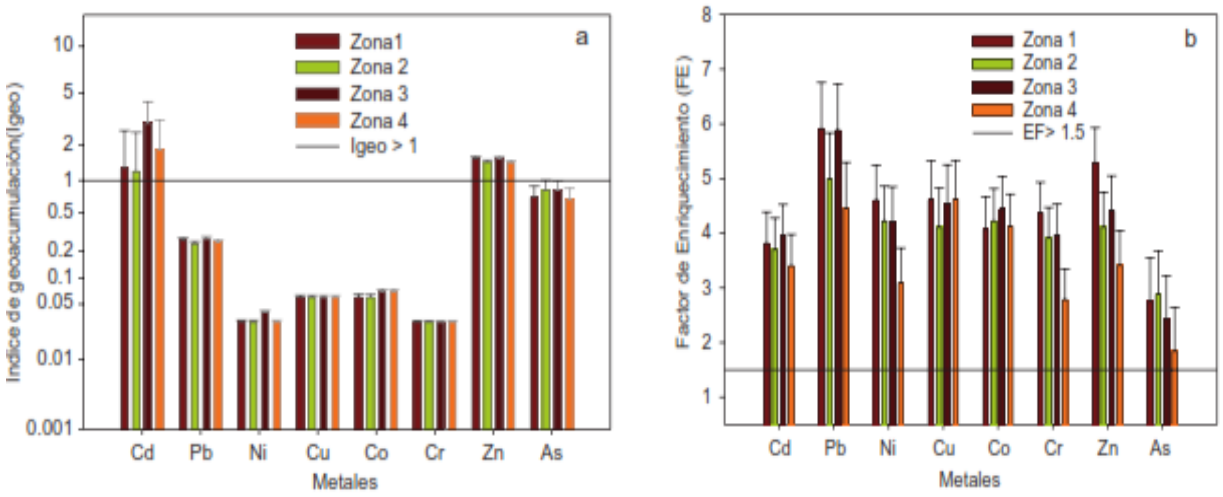


Figura 1 Índice de geoacumulación(a) y factor de enriquecimiento(b) de metales pesados en suelos agrícolas irrigados con aguas residuales en la zona de estudio (ALTO ATOYAC) . Los datos son medias y la línea vertical representa una diferencia significativa (Tukey, $\alpha = 0.05$).

CONCLUSIONES

Los contenidos de Cd, Pb, Ni, Cu, Co, Cr, Zn, en aguas residuales está por debajo de los límites permitidos por la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT 1997) y la normativa CCME, 1999, y en el caso de la legislación BOE-A-2011-1139 sólo el Cu rebasó los límites establecidos.

Los valores de mayor contenido de metales en suelos agrícolas se deben uso de estas aguas para riego. Estos valores indican una acumulación significativa, basaada con los valores del Igeo que indican la existencia de contaminación, particularmente de Cd y Zn, metales que están vinculados a las actividades antrópicas agropecuarias e industriales. Asimismo, el factor de enriquecimiento indica que los metales presentes de las cuatro zonas analizadas son de origen antrópico

Es necesario que las autoridades de los tres niveles de gobierno de los estados de Tlaxcala y Puebla convoquen a los actores que están involucrados en esta problemática para atender las recomendaciones que se han hecho por la CNDH hace 5 años para lograr encontrar las propuestas más viables encaminadas a evitar que continué la contaminación de los ríos que están afectando a la zona y sus habitantes.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Asociación Universitaria Iberoamericana de Posgrado (AUIP), a la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y al Colegio de Postgraduados, Campus Puebla por el apoyo para la realización de esta investigación.

REFERENCIAS

Castro-González, et al (2019) Heavy metals pollution level in wastewater and soils in the Alto Balsas sub-basin in Tlaxcala and Puebla, MexicoRev. Int. Contam. Ambie. 35 (2) 335-348.

CCME (1999). Canadian Environmental Quality Guidelines [en línea]. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index. html#void 10/09/2016.

MMAMRM (2011). BOE-A-2011-1139. Normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España. Diario Oficial Boletín Oficial del Estado, 23 de enero.

SEMARNAT (1997). NOM-001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, 24 de diciembre.

SEMARNAT (2002). NOM- 021-SEMARNAT-2000. Especificaciones para estudio, toma de muestras y análisis de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre.

SEMARNAT (2007). NOM- 147-SEMARNAT/SSA1-2004. Criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de la Federación, 2 de marzo.

EVALUACIÓN DE SUELOS DE DIFERENTES SITIOS DEL DISTRITO MINERO DE ZIMAPÁN

Isabel Zubieta Martínez[1]; Luisa Xiadani Gordiano González[1]; Margarita Beltrán Villavicencio[1]; Israel Labastida Núñez[1]; María Aurora Armienta Hernández[2]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo 180 Col. Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, CDMX, México. C.P. 02200.
[2]Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geofísica, UNAM, 04510 CDMX, México.
isabel.zubmar@gmail.com

RESUMEN

El estado de Hidalgo es rico en yacimientos de plata, plomo y zinc, entre otros; su capital es Pachuca de Soto y entre sus municipios se encuentra Zimapán; donde la principal actividad económica es la minería. Derivado de las acciones de explotación, se generan residuos llamados jales, que por el tamaño de partícula y el intemperismo, pueden contaminar suelos y agua con metales pesados debido a su transporte eólico y pluvial.

El presente estudio evaluó las características fisicoquímicas y la concentración de metales pesados tanto de suelos agrícolas de la zona, así como de algunos contaminados con jales que no pertenecen a las mineras pero próximos a las presas de jales.

Las características fisicoquímicas de los suelos analizados pueden ser comparables a las de suelos de referencia pero el análisis de metales pesados mostró evidencia de que los suelos cercanos a presas de jales presentan concentraciones mayores que los límites permisibles de la normatividad mexicana para suelos agrícolas/residenciales, que son de 400 mg Pb/kg y 22 mg As/kg, con valores de hasta 761 mg Pb/kg y 1 070 mg As/kg. Lo anterior representa un riesgo a la salud por inhalación de partículas o por el crecimiento de plantas que pueden introducir metales a la cadena trófica.

PALABRAS CLAVE: *jales; presas de jales; arsénico; plomo.*

INTRODUCCIÓN

La explotación minera en México es de gran importancia para el país debido a que ésta contribuye con 2.4% del PIB (producto interno bruto); además, se sabe que México se encuentra internacionalmente entre los 10 primeros lugares en la producción de 16 diferentes minerales (SE, 2021).

En el municipio de Zimapán, Hidalgo, el cual se encuentra en medio de la sierra hidalguense, la principal actividad económica es la minería. Los jales son los residuos sólidos generados por las actividades primarias de separación y concentración de los minerales; se acumulan en presas de jales que son el lugar de su almacenamiento, las cuales se construyen y se operan simultáneamente (SEMARNAT, 2004).

Los jales están expuestos al intemperismo, donde están sometidos a diferentes procesos químicos como son: las reacciones de óxido–reducción, de ácido base, la hidrólisis, la adsorción–desorción. Éstos contaminan los entornos circundantes debido a su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de los metales y metaloides contenidos que se liberan de las





partículas de jales y subsecuente se acumulan y transportan a la atmósfera, la biósfera y la hidrósfera (Ramos-Gómez et al., 2012; Salas et al., 2020).

Salas *et al.*, (2020), han reportado concentraciones altas de metales en jales en Durango: 26.5 mg Sb /kg, 135.9 mg Cr/kg, 75 mg As/kg. De igual forma Kabata-Pendias, (2011), reporta las siguientes concentraciones para sitios contaminados por la minería: 90-900 mg As/kg, 0.6-468 mg Cd/kg, 13-2 000 mg Cu/kg, 2-1 150 mg Ni/kg, 51-21 546 mg Pb/kg, 455-810 mg Zn/kg. Armienta *et al.*, (2008), reportaron para suelo no impactado en la zona de Zimapán de 6-40 mg As/kg, para suelos cercanos a minas de 79 a 4 172 mg As/kg, en suelos cercanos a jales de 294 a 2 579 mg As/kg y en jales de 4 000 a 32 000 mg As/kg.

En este trabajo se llevaron a cabo las caracterizaciones fisicoquímicas y la determinación de la concentración de metales como Fe, Zn, As, Cd y Pb en suelos lejanos a las zonas mineras y en otros impactados por jales para evaluar su calidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo el muestreo de suelos de acuerdo con la norma mexicana NMX-AA-132-SCFI-2016. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. El tipo de muestreo fue exploratorio cuyo objetivo fue el de obtener muestras representativas para establecer la presencia de contaminación y en su caso la distribución horizontal de la misma. La profundidad del muestreo fue de 0 a 5 cm, con muestras simples, el número mínimo de puntos se indica en el procedimiento de la norma y para la distribución de éstos se utilizaron los criterios del muestreo estratificado o zonificado que es un método que determina estratos geográficos de acuerdo con las especificaciones de la norma (SCFI, 2016).

Se localizaron dos zonas de muestreo en sitios alejados de la actividad minera, donde según la NOM-132, se ubicaron tres puntos de colecta en cada una para extensiones menores a 0.1 ha (SCFI, 2006):

1) Localidad Aguas Blancas, Zimapán, Hidalgo [Aguas Blancas]
2) Carretera que conduce a la presa San Miguel Viejo [Carretera]

Además, en otras cuatro zonas en sitios impactados por jales, donde para los dos primeros se ubicaron 3 puntos de muestreo y para los otros dos se ubicaron 12 puntos de muestreo, (n=3 y n=12, para áreas menores a 0.1 ha y mayores de 1 ha respectivamente); de acuerdo con la NOM-132 (SCFI. 2016):

3) Suelo de cultivo cercano a la Presa San Miguel Viejo (n=3) [Cultivo cercano]
4) Suelo de cultivo alejado a la Presa San Miguel Viejo (n=3) [Cultivo alejado]
5) Suelo cercano a la Presa San Miguel Nuevo, no perteneciente a la minera (n=12) [Suelo presa]
6) Presa de Jales San Miguel Nuevo (n=12) [Presa de jales]

Además, se tuvo un suelo comercial de referencia marca Vigoro® para fines comparativos. La caracterizaron fisicoquímica de los suelos se llevó a cabo de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) y también se sometieron a una digestión con base en el método 3050B de la EPA (1996). Para determinar la concentración

de metales se analizaron todas las muestras (n=3 y n=12) en un equipo de espectrofotometría de absorción atómica por flama de aspersión directa (Perkin Elmer. Analyst 100), de acuerdo con la serie de métodos SW-846 7000 (EPA, 1986). Los límites de detección son para el Pb: 0.01 mg/L, Cd, Zn, As y Fe: 0.001 mg/L. Se utilizaron estándares certificados, blancos con agua desionizada y blancos de digestión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 se presenta la caracterización fisicoquímica de todos los suelos, el nombre fue definido en la sección anterior. La segunda columna se refiere al suelo de referencia comercial que se caracterizó para fines de comparación, la tercera y la cuarta columna representan los suelos que no se encuentran impactados por la industria minera, y las últimas columnas son de los cuatro sitios que han sido contaminados por jales.

Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica de suelos en la zona minera de Zimapán

Parámetro	Suelo Vigoro®	Aguas Blancas	Carretera a Presa	Cultivo Cercano	Cultivo alejado	Suelo Presa	Presa de Jales
Color	7.5YR 2.5/2 Café muy oscuro	10R 3/1 Gris rojizo Oscuro	7.5YR 5/2 Café	10YR 4/2 Café grisáceo oscuro	10YR 3/2 Café grisáceo muy oscuro	2.5Y 6/2 Gris parduzco claro	2.5Y 5/1 Gris
Densidad aparente (g/cm^3)	1.15 ± 0.05	1.72 ± 0.22	1.12 ± 0.02	1.22 ± 0.021	1.16 ± 0.02	1.47 ± 0.15	1.47 ± 0.06
Densidad real (g/cm^3)	2.40 ± 0.20	2.11 ± 0.15	2.09 ± 0.01	2.36 ± 0.01	2.37 ± 0.01	2.52 ± 0.01	2.78 ± 0.18
Humedad a capacidad de campo (%)	44.30 ± 2.31	25.89 ± 1.05	35.21 ± 0.05	41.71 ± 0.98	37.32 ± 2.02	40.45 ± 2.12	38.46 ± 1.14
% Arena	25	90	90	80	90	90	88
% Limo	45	10	7	5	5	8	8
% Arcilla	30	0	3	15	5	2	4
Textura	Franco arcilloso	Arenoso	Arenoso	Franco arenoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso
pH	5.62 ± 0.01	5.96 ± 0.27	7.49 ± 0.03	7.51 ± 0.005	7.50 ± 0.02	6.09 ± 0.27	4.44 ± 0.37
Conductividad eléctrica (dS/m)	1.22 ± 0.02	1.41 ± 0.01	6.49 ± 0.33	5.71 ± 0.05	8.51 ± 0.18	2.67 ± 0.10	2.98 ± 0.12
Materia orgánica (%)	5.62 ± 0.11	7.05 ± 0.66	7.42 ± 0.27	5.17 ± 0.42	5.07 ± 0.32	1.83 ± 0.11	1.25 ± 0.5
Nitrógeno (N)	Trazas	Medio	Trazas	Trazas	Trazas	Medio	Traza
Fósforo (P)	Bajo	Medio	Medio	Alto	Medio	Medio	Medio
Potasio (K)	Alto	Traza	Bajo	Trazas	Trazas	Traza	Traza

Lo que determina el color del suelo es la composición mineral de la roca madre, así como la cantidad de materia orgánica presente y las condiciones del medio (Reyes, 1996); colores más oscuros como el café presentan mayor cantidad de materia orgánica comparado con los suelos de colores grises.

Los suelos de Zimapán son de textura arenosa o franco arenosa, condición relacionada con el tipo de suelo semidesértico, con la capacidad de retención de agua y con la densidad aparente de los suelos. Los valores de densidad son variables, pero en todos los casos son menores a 2.65 g/cm^3 para suelos minerales (Reyes, 1996). La humedad a capacidad de campo es el porcentaje de agua que retienen los suelos después de saturarse con agua procedente de la lluvia o del riego, contando con libre drenaje (Reyes, 1996), en general es baja comparada con el testigo por la composición textural arenosa.

El valor de pH clasifica a los jales como fuertemente ácidos, para el suelo de referencia, de Aguas Blancas y el cercano a la presa de jales moderadamente ácido y en todos los demás casos son suelos son medianamente alcalinos (SEMARNAT, 2002).

Con relación a la conductividad eléctrica, de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000, se tienen suelos desde muy ligeramente salinos hasta la clasificación de salinos. Este valor tiene que ver con la capacidad para transportar la corriente eléctrica y depende de la concentración total de iones presentes en la fase acuosa (Mendel, 2009).

Respecto a la materia orgánica para los jales se clasifica como baja, en el suelo cercano a ellos es media y en todos los demás casos es alta o muy alta (SEMARNAT, 2002).

Los niveles de nutrientes son variables, pero tienden a ser más bajos en los jales. En el Cuadro 2 se presentan las concentraciones de metales pesados en los suelos.

Cuadro 2. Concentraciones totales de As y metales pesados en los suelos

Sustrato	Fe (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	As (mg/kg)
Suelo Vigoro® (n=3)	18 239.35 ± 998.76	2.15 ± 0.34	10.81 ± 1.02	ND*	ND*
Aguas Blancas (n=3)	17 456.82 ± 1 386.15	45.91 ± 4.98	47.82 ± 9.25	0.97 ± 0.05	14.34 ± 2.49
Carretera (n=3)	20 500 ± 1 273	59.5 ± 2.12	48.5 ± 2.12	1 ± 0	18.32 ± 0.18
Cultivo cercano (n=3)	30 375 ± 530.33	505.5 ± 87	725 ± 12	5.5 ± 0.71	638.57 ± 5.35
Cultivo alejado (n=3)	31 500 ± 73.45	610 ± 7.07	937.5 ± 53.03	7 ± 1	641.305 ± 1.84
Suelo Presa (n=12)	35 733.61 ± 10 979.46	761.57 ± 304.69	2 911.62 ± 1 727.15	0.64 ± 0.72	1 069.79 ± 706.05
Presa de Jales (n=12)	67 728.47 ± 17 094.16	2 266.30 ± 595.55	11 305.03 ± 5 155.18	5.88 ± 2.90	3 718.94 ± 1 975.11

ND* = No Detectado

En los casos de los suelos denominados como no impactados, la concentración de metales supera el promedio mundial, los cuales son de 9.3 mg As/kg, 0.78 mg Cd/kg y 44 mg Pb/kg (Kabata-Pendias, 2011). Los suelos impactados superan los límites máximos permisibles de la NOM-147-SEMARNAT-2004 que son para Pb: 400 mg/kg y As: 22 mg/kg. Los metales de Fe y Zn se consideran nutrientes esenciales por lo que no son regulados, pero aun así superan el intervalo en los suelos agrícolas reportados en los Estados Unidos, el cual es de 3 a 264 mg/kg de Zn (Kabata-Pendias, 2011).

CONCLUSIONES

La calidad de los suelos de Zimapán, Hidalgo en cuanto a su caracterización fisicoquímica puede ser comparable a la de otros suelos de referencia, sin embargo, en cuanto a las concentraciones del Pb y As, éstas se van incrementando en los suelos conforme a la cercanía a las presas de jales, las cuales sobrepasan la normatividad mexicana. Lo anterior implica un riesgo hacia la salud por la transferencia de metales a especies vegetales o por inhalación de partículas. Principalmente porque algunos de los suelos son utilizados con fines agrícolas.

BIBLIOGRAFÍA

Armienta, M.A., Ongley, L.K., Rodríguez, R., Cruz, O., Mango, H., Villaseñor, G. (2008). Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. Geochemistry Exploration Environment Analysis 8(2):191-197. DOI: 10.1144/1467-7873/07-144

EPA. Enviromental Protection Agency. (1986). Test Methods. SW-846 7000 Series Methods, US: s.n.

EPA. Environmental Protection Agency. (1996). Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils.

Kabata-Pendias, A. (2011). Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition Polonia: CRC Press. Taylor and Francis Group, LLC.

Mendel A. (2009). Caracterización fisicoquímica de jales mineros y evaluación de biosólidos como propuesta de remediación. Centro de investigación y desarrollo tecnológico en electroquímica, S.C. Santiago, Querétaro, México, 94pp.

Ramos-Gómez, M., Avelar, J., Medel-Reyes, A., Yamamoto, L., Godinez, L., Ramirez, M., Guerra, R. y Rodríguez, F. (2012). Movilidad de metales en jales procedentes del distrito minero de Guanajuato, México. Revista internacional de contaminación ambiental, 28(1), 49-59.

Reyes, I. (1996). Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo. Parte I. México: Libros de texto, manuales de prácticas y antologías. Editorial: UAM-Iztapalapa.

Salas U., F. B., Guadarrama G., P., Gutiérrez B., J. J., García L., N., Fernández V., G. y Alarcón H., M. T. (2020). Determinación de posible drenaje ácido de mina y caracterización de jales mineros provenientes de la mina cerro de mercado, Durango, México. Revista internacional de contaminación ambiental, 36(3), 729-744.

SCFI. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2016). NMX-AA-132-SCFI-2016, Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra.

SE. Secretaria de Economía. (2021). Minería. Disponible en: https://www.gob.mx/se/acciones-y-programas/mineria Fecha de consulta: 12 de agosto de 2021.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

SEMARNAT. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2004). NOM-141-SEMARNAT-2003. Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales.

SEMARNAT. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2007). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.

CONSIDERACIONES CONCEPTUALES Y METODOLÓGICAS PARA EL ANÁLISIS DE LA SALINIDAD DE SUELOS EN CORRESPONDENCIA CON LA NORMATIVIDAD VIGENTE

Enrique Troyo Diéguez[1]; Fernando Ayala Niño[2]; Francyelli Regina Costa Becheleni[1]

[1]Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR), Av. Instituto Politécnico Nacional No. 195, Colonia Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz 23096, Baja California Sur, México
[2]Unidad de Biotecnología y Prototipos (UBIPRO), Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México (FES-Iztacala UNAM), Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Ixtacala, Tlalnepantla de Baz, Estado de México. 54090. etroyo04@cibnor.mx

RESUMEN

Se presentan consideraciones conceptuales y metodológicas sobre el análisis de la salinidad de suelos, de acuerdo a procedimientos estandarizados y su correspondencia con la norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Se revisaron reportes disponibles y publicaciones relevantes de temas de muestreo de suelos y salinidad de suelos, así como los umbrales de sensibilidad y tolerancia reportados para diversos tipos de cultivo. Se proponen metodologías para analizar las evidencias experimentales con respecto a la interpretación de resultados de análisis de laboratorio y su aplicación en diferentes sistemas de producción. Se recomienda que en cada estudio se observe la zona de muestreo en busca de señales de afectación, p.ej. zonas desnudas, zonas con plantas cortas o débiles, zonas donde las plantas crecen mejor u otras áreas con posible salinidad aparente. Tales áreas deben ser muestreadas por separado. Se ratifica que la interpretación adecuada de los datos de suelos representa un componente crítico de cualquier proceso de muestreo o colecta. En este contexto, la interpretación correcta de los datos es, en última instancia, la diferencia entre simplemente colectar datos de conductividad del suelo y recoger datos de evaluación que sean de utilidad para abordar cuestiones de gestión del suelo y del agua. Se propone promover las nuevas tecnologías de imágenes y digitalización, de tal forma que sea viable globalizar los resultados que se generen en localidades, cuencas o distritos de riego.

PALABRAS CLAVE: *muestreo de suelos; norma NOM-021; salinización; salinidad edáfica*

INTRODUCCIÓN

Consideraciones sobre el muestreo

Ante la creciente problemática de la degradación del agua y suelo, sobre todo en relación con el incremento de la salinidad y pérdida de la fertilidad principalmente en cuencas de zonas áridas y semiáridas, surge la necesidad de actualizar los métodos de medición de indicadores de la salinidad de acuerdo a la normatividad vigente. Según la norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000, para realizar estudios e inventarios con propósitos de evaluar la salinidad de los suelos, es necesario ejecutar el procedimiento de muestreo en campo recomendado para tal fin, además de la realización de una serie de determinaciones

analíticas y finalmente la elaboración de las interpretaciones de los análisis y su informe correspondiente para la entrega de la información a los interesados (SEMARNAT, 2002). Al respecto, es importante considerar que la salinidad del suelo es una propiedad espacialmente compleja y dinámica que influye en el rendimiento de los cultivos cuando se supera su umbral de tolerancia a la misma. La cartografía, digitalización y el seguimiento preciso de la salinidad del suelo son necesarios para la recuperación y uso sostenible, la selección de cultivos y la gestión del riego en lugares específicos con suelos afectados por sales en las regiones agrícolas áridas y semiáridas del mundo.

Debido a su heterogeneidad espacial y temporal, la salinidad del suelo es difícil de cartografiar y controlar a escala de finca y parcela (Corwin y Lesch, 2013). Según la citada norma NOM-021-RECNAT, el muestreo se realiza con base en los parámetros a evaluar; mediante el muestreo, la heterogeneidad de los parámetros podrá estimarse en su valor promedio, colectando un determinado número de muestras o de muestras compuestas derivadas de sub-muestras. La sección de ´Procedimiento´ indica que la unidad de muestreo debe ser un área donde el tipo de suelo, textura, color, pendiente, cultivo, manejo, entre otras características, sean aparentemente homogéneos. Asimismo, menciona que es importante disminuir la heterogeneidad de los atributos a medir, delimitando las unidades de muestreo o áreas aparentemente homogéneas (incisos 1.2 y 1.3 de 'Procedimiento'; SEMARNAT, 2002).

Medición de la salinidad: Aplicación de escalas y su interpretación

El procedimiento estándar para determinar en laboratorio la salinidad de suelos requiere la realización de lo que se denomina "pasta saturada del suelo" y a partir de la misma obtener el extracto de saturación, al cual se mide la CE. Para el procedimiento se añade agua destilada a una muestra de suelo, mezclándolos hasta hacer una pasta saturada de agua. Se obtiene entonces el extracto de saturación por filtración de la pasta mediante una bomba de succión y se mide su CE. Con el valor obtenido de conductividad eléctrica en extracto de saturación (CEes), el grado de afectación por salinidad se clasifica convencionalmente según la escala sugerida por el Laboratorio de Salinidad del Departamento de Agricultura de los EEUU (Richards, 1954). Dicha clasificación se ha convertido en un referente mundial e incluye desde los suelos no salinos (CEes < 2 dS/m), cuya salinidad no afecta al cultivo, hasta el extremadamente salino (CEes > 16 dS/m), donde el nivel salino afecta a la mayoría de los cultivos, excepto a los muy tolerantes (Cuadro 1).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se revisó la información metodológica en la norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000, corroborando las escalas de valoración convencionales de amplio uso en la interpretación de resultados analíticos. Se consultaron asimismo los reportes disponibles y publicaciones relevantes a los temas de muestreo de suelos y de salinidad de suelos. Se revisaron los umbrales de sensibilidad y tolerancia reportados para diversos tipos de cultivo.

Se proponen metodologías para analizar las evidencias experimentales con respecto a la interpretación de resultados de análisis de laboratorio y su aplicación en diferentes sistemas de producción.

Cuadro 1. Categorías de clasificación de la salinidad según Richards (1962).

Clasificación del suelo	CE en el extracto de saturación (dS/m)	Efecto en el cultivo
No salino	0 - 2	No afecta
Ligeramente salino	2 - 4	Disminuye el rendimiento de cultivos sensibles
Moderadamente salino	4 - 8	Afecta el rendimiento de la mayoría de los cultivos convencionales
Salino	8 - 16	Rendimiento aceptable sólo de cultivos tolerantes
Extremadamente salino	> 16	Rendimiento aceptable sólo de cultivos muy tolerantes

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una de las metodologías propuestas para el manejo, control y jerarquización de la salinidad de suelos consiste en cinco etapas clave: (1) Evaluación de las condiciones de salinidad; (2) identificación de las causas que favorecen la salinización de los suelos; (3) jerarquización de causas; (4) aplicación de medidas correctivas, y (5) evaluación de los efectos de las medidas correctivas aplicadas (Pulido et al., 2009).

El uso de agua salina para el riego es un tema cuyo interés va en aumento debido a las crecientes necesidades de agua para el riego y a la competencia entre el uso humano, industrial y agrícola y, además, por la presión para la eliminación de las aguas de drenaje mediante la reutilización (Katerji et al., 2000; Amezketa, 2007). El riesgo que conlleva su uso exacerba la condición crítica de los suelos salinos. Uno de los aspectos importantes a considerar es el método de muestreo que se aplique en cada caso; al respecto, para evitar sesgos o errores en los resultados, debe verificarse el nivel de heterogeneidad que refleje el terreno, con signos visibles que puedan ser considerados para tomar la mejor decisión.

Al respecto de la medición de la CE, la norma oficial NOM-021-RECNAT-2000 menciona la posibilidad de incidencia de algunas interferencias: (1) La conductividad eléctrica del extracto de saturación aumenta cuando incrementa la temperatura razón por la cual los valores de la conductividad eléctrica deben ser corregidos a 25°C cuando son reportados; (2) si el contenido de agua de la pasta saturada es mayor o menor que el correspondiente al punto de saturación las conductividades serán afectadas, y (3) para obtener resultados reproducibles los electrodos de la celda deben estar limpios y bien platinados.

Escalas de valoración de la salinidad y nuevos umbrales

En virtud de que la salinidad es uno de los principales factores que limita la distribución geográfica de las plantas y afecta negativamente a la productividad y calidad de los cultivos en todo el mundo (Hernández, 2019), es importante realizar investigación con diversas vertientes, destacando las orientadas a la condición del suelo y aquellas dirigidas al desarrollo de cultivos tolerantes.

A consecuencia de los avances en fitomejoramiento, ingeniería genética y biotecnología vegetal con respecto al desarrollo de cultivos tolerantes a la salinidad, se aceptaría la posibilidad de proponer nuevas escalas de sensibilidad/tolerancia elevando los umbrales en al menos una unidad con respecto a la escala convencional (Figura 1), siempre y cuando se tomen en cuenta el tipo y condición del suelo.

Es relevante mencionar que las escalas de valoración de sensibilidad y tolerancia deben ajustarse según el sistema de producción; tal es el caso de la hidroponía y acuaponía, sistemas en los que se ha demostrado que el manejo de aguas salinas es viable y rentable. Maas y Hoffman (1977) propusieron un valor umbral basado en extractos de saturación de 2.5 dS m^{-1}, el cual sugieren que es equivalente a un valor de 3.8 dS m^{-1} en la solución del suelo. Para condiciones hidropónicas, Adams (1987) sugirió que el valor umbral de salinidad para el tomate estaría más allá de 6.2 dS m^{-1}.

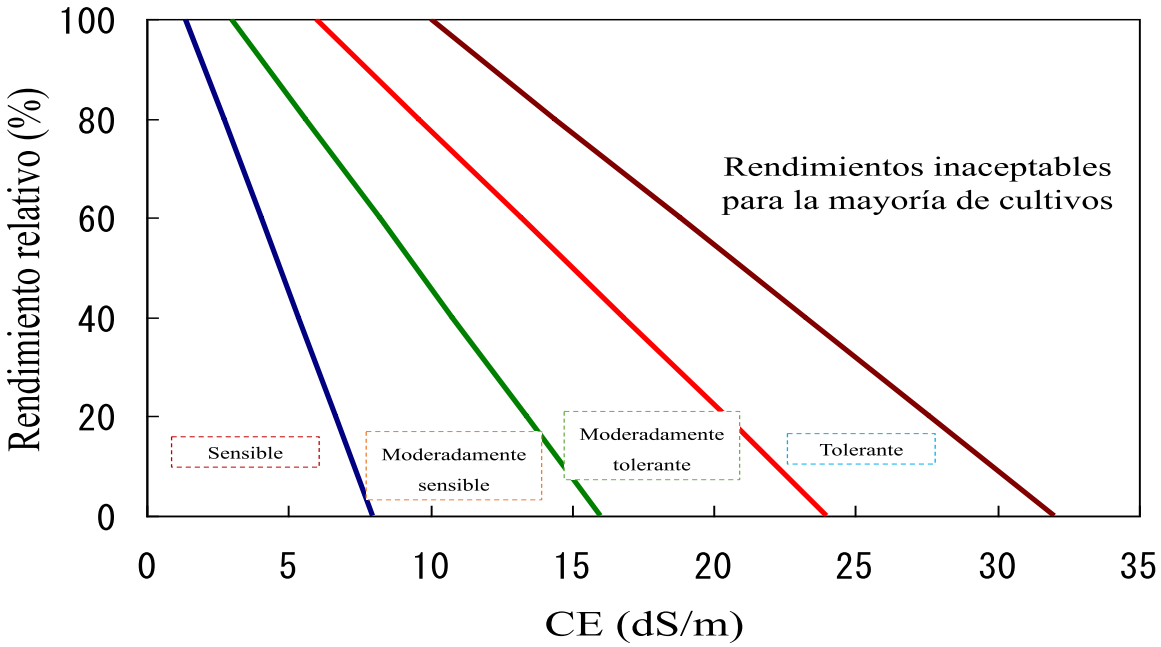


Figura 1. Escala relativa de sensibilidad y tolerancia a salinidad expresada como CE.

Una amplia gama de respuestas a los umbrales de salinidad y otros tipos de estrés se observan en diversos ecosistemas. En virtud de que los factores antropogénicos, como el cambio climático, la sequía y el declive de los recursos de agua dulce magnifican el estrés

por salinidad en numerosos ecosistemas, vigilar la evolución de los umbrales de tolerancia a la salinidad será clave para conservar dichos ecosistemas (He et al., 2017).

CONCLUSIONES

Además de las descripciones de los métodos incluidos en la norma oficial NOM-021-RECNAT, se reitera que la unidad de muestreo debe ser un área donde el tipo de suelo por su textura, color, pendiente, cultivo, manejo, etc., sea aparentemente homogéneo. Las precauciones sobre la heterogeneidad se precisan en el inciso (1.3) Disminuir la heterogeneidad de los atributos que se van a determinar, delimitando las unidades de muestreo o áreas aparentemente homogéneas en el terreno. Por su parte, la extensión admisible según la homogeneidad aparente se expone en el inciso (1.4) Las unidades de muestreo pueden tener una extensión de dos a ocho ha o más, si el área es muy homogénea. En virtud de que la CE del suelo es variable, deben tomarse varias muestras en diversos lugares plenamente diferenciados. Es menester detectar en la zona de muestreo señales de afectación, p.ej. zonas desnudas, con plantas débiles, con plantas en condiciones óptimas u otras áreas con posible salinidad; las cuales deben muestrearse por separado. La interpretación adecuada de los datos de suelos es una etapa crítica de cualquier estudio y es, en última instancia, la diferencia entre solamente colectar datos de CE del suelo y recoger datos de evaluación, útiles para abordar temas de gestión del suelo y agua. Se propone promover nuevas tecnologías de imágenes y digitalización, para que sea viable comparar los datos de localidades, cuencas o distritos de riego.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al CIBNOR SC el apoyo logístico y administrativo brindado, asimismo, a la SMCS y al COLPOS por la invitación a participar con la presente temática.

BIBLIOGRAFÍA

Adams, P. (1987). The test of raised salinity. The Grower, 107(2) Supplement: 23-27.

Amezketa, E. (2007). Soil salinity assessment using directed soil sampling from a geophysical survey with electromagnetic technology: a case study. Spanish Journal of Agricultural Research, 5(1), 91-101

Corwin, D.L. y S.M. Lesch. (2013). Protocols and guidelines for field-scale measurement of soil salinity distribution with ECa-Directed Soil Sampling. Journal of Environmental Engineering Geophysics, 18: 1-25. doi.org/10.2113/JEEG18.1.1

He, Q, Silliman B.R., Cui B. (2017). Incorporating thresholds into understanding salinity tolerance: A study using salt-tolerant plants in salt marshes. Ecology and Evolution, 7: 6326–6333. https://doi.org/10.1002/ece3.3209

Hernández, J.A. (2019). Salinity tolerance in plants: Trends and perspectives. International Journal of Molecular Sciences, 20, 10: 2408. doi.org/10.3390/ijms20102408

Katerji, N.N., J.W van Hoorn, A Hamdy, M Mastrorilli. (2000). Salt tolerance classification of crops according to soil salinity and to water stress day index. Agricultural Water Management, 43, 1, 99-109. doi.org/10.1016/S0378-3774(99)00048-7.

Maas, E.V., Hoffman, G. J. (1977). Crop salt tolerance - current assessment. Journal of the irrigation and drainage division, 103(2), 115-134.

Pulido, M.L., Meraz, J.G. Villareal, P.M. (2009). Metodología para el diagnóstico, manejo y control de la salinidad, aplicada en el distrito de riego 038 Río Mayo, Sonora, México. Ingeniería Hidráulica en México, 24(1), 55-72. http://hdl.handle.net/20.500.12013/ 1185

Richards, L.A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agricultural Research Service. US States Salinity Lab. Staff. Agricultural Handbook 60. Riverside, CA, USA.

SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. 31 de diciembre de 2002. México, D.F.





CARACTERIZACIÓN DE SUELOS CITRICOLAS EN EL MUNICIPIO DE GENERAL TERÁN, NUEVO LEÓN

Sheyla Rubí Martínez Pérez[1]; Edgar Vladimir Gutiérrez Castorena*[1]; Vicente Vidal Encinia Uribe[1]; Daniela Sarahí Mendoza Guerrero[1]; Rubén García Espinoza[1]

[1] Facultad de Agronomía Francisco I. Madero S/N, Ex Hacienda el Cañada, 66050 Cd. Gral. Escobedo, N.L. Monterrey, México. edgar.gutierrezcs@uanl.edu.mx

RESUMEN

El cultivo de naranja es de importancia económica para la zona citrícola en Gral. Terán debido a la calidad del producto. El cítrico reporta un potencial productivo para el municipio por la aceptación del producto al mercado nacional y ubicación geográfica. Este posicionamiento es condescendiente de la calidad con factores edafoclimáticos particulares de la región, siendo necesario caracterizar los suelos con la finalidad de mantener o mejorar el sistema productivo y sostenibilidad del recurso natural, estableciendo prácticas culturales tanto en el manejo de aportaciones orgánicas o fertilizaciones sintéticas, así como en la intensidad y frecuencia de riegos. Para ello se efectuaron entrevistas a productores con la intención de aprovechar su expertis, ubicando suelos representativos de la zona, para realizar perfiles pedológicos con muestreos de horizontes genéticos que serán empleados en el análisis físico y químico. Los resultados obtenidos indican que suelos con aportaciones orgánicas realizadas como práctica cultural motiva la sostenibilidad del recurso suelo y sistema productivo por registrar altos contenidos en materia orgánica, y fungir como reservorio nutrimental en los sitios de Ancon (4.38%) y Soledad de la Mota "Anacua" (4.76%), opuesto a sitios con nula aportación orgánica como son Los Toronjos y Ejido la Corona con bajos y muy bajos de 0.77% y 0.51% respectivamente. La caracterización de los suelos y la intervención del productor permitió identificar prácticas culturales adecuadas para la sostenibilidad del recurso natural y sistema productivo de la zona citrícola.

PALABRAS CLAVE: *disponibilidad de agua; fertilidad; manejo agrícola; perfiles pedológicos; propiedades.*

INTRODUCCIÓN

La región citrícola en Nuevo León es constantemente afectada por factores climáticos (heladas, precipitación y altas temperaturas), distribución de agua, inadecuada aportación orgánica o fertilización sintética, por desconocimiento de características particulares de los suelos por los productores, lo que provoca pérdidas económicas por bajo rendimiento (Brito, 2010), aunado al impacto ambiental que ocasiona el sistema productivo por el decremento de la materia orgánica, pérdida de nutrimentos, compactación y uso excesivo de agroquímicos (Bonales *et al*., 2022). Aun así, el municipio de General Terán ocupa el 2° lugar más productivo a nivel estatal (Pantoja y Flores, 2018).

Evaluar la calidad y fertilidad del suelo proporciona una guía precisa para la correcta gestión de la producción citrícola (Cheng *et al*., 2016), siendo importante determinar





características específicas con estudios detallados de suelos, con la finalidad de mantener o incrementar los rendimientos por unidad de superficie, (Morugán *et al*., 2019). Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación es caracterizar los suelos de la región citrícola para generar un panorama actual del manejo agronómico que contribuya a la conservación del recurso edáfico e incremento de la producción.

MATERIALES Y MÉTODOS

El municipio de Gral. Terán tiene una superficie de 248,303 ha, de las cuales el 56% corresponde a zona agrícola, localizada entre los paralelos 25° 02' y 25° 30' N y los meridianos 99° 00' y 99° 48' O; Altitud entre 100 y 500 msnm; la temperatura media anual oscila entre 20 y 24 °C; la precipitación anual entre 600 a 900 mm; el clima es Semicálido subhúmedo con lluvias escasas todo el año (42%), semiseco muy cálido y cálido (36%) y semicálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad (22%) (INEGI, 2010).

Los sitios y perfiles pedológicos fueron seleccionados por transecto, localizados sobre la plataforma digital de Google Earth Pro®, ubicados geo-espacialmente, con el criterio de variabilidad visual en pantalla digital, verificados en campo, y corregidos por productores mediante entrevistas enfocadas a la experticia en el manejo agronómico con criterios de nivel socioeconómico y tecnología de irrigación alta. La descripción del suelo se realizó con el manual de descripción de perfiles (Cuanalo, 1990), la colección de muestras alteradas de suelo se realizó en cada horizonte genético, que posteriormente fueron secadas y tamizadas (<2mm).

El análisis de suelo consistió en pH, Ca^{++}y K^{+} (acetato de amonio); carbón orgánico (CO) y materia orgánica (MO) (Walkey-Black). Además, se determinaron carbonatos totales $CaCO_3$ (titulación rápida de Piper), fósforo soluble P (Olsen); color (Munsell), densidad aparente (Dap) (método de la probeta). Todos estos métodos utilizados se hicieron con el manual de procedimientos de (Van ReeINuwijk, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los grupos de suelos identificados fueron asignados por la Base Referencial Mundial de Suelos (WRB: World Reference Base) a Calcisols, Umbrisols y Vertisols, (Figura 1) esta variabilidad está relacionada con el manejo agrícola en las diferentes huertas, el material parental y la topografía o cercanas al Río San Juan, como el caso de los sitios Ancón, los Toronjos y ejido La Corona, que reciben material aluvial y presentan elevadas acumulaciones de arcilla en horizontes subsuperficiales, depositadas por excesos de agua en períodos de huracanes, lo que provoca inundaciones en las parcelas hasta 7 días consecutivos. El INEGI (2010) reporta grupos de suelo Chernozem, Kastañozem y Fluvisol para la zona citrícola de Gral. Terán, no obstante, los suelos estudiados no cumplen con los criterios de diagnóstico para clasificarse en estos grupos. Por otro lado, los siete perfiles de suelo son medianamente alcalinos (pH 7.4-8.2) con altos contenido de $CaCO_3$ (Cuadro 1) con variabilidad de color (en húmedo) que va desde pardo amarillento (10YR 5/4) hasta gris muy oscuro (10YR 3/1); una estructura de bloques subangulares fuertemente desarrollada; macro y microporosidad en todos los horizontes; raíces gruesas en el horizonte superficial de medias, finas y muy finas hasta el 1.20 m de profundidad. Así mismo, se





registró actividad biológica (macro y microfauna) en todos los perfiles y clases texturales de arcillosa y arcillo limosa en los diferentes sitios.

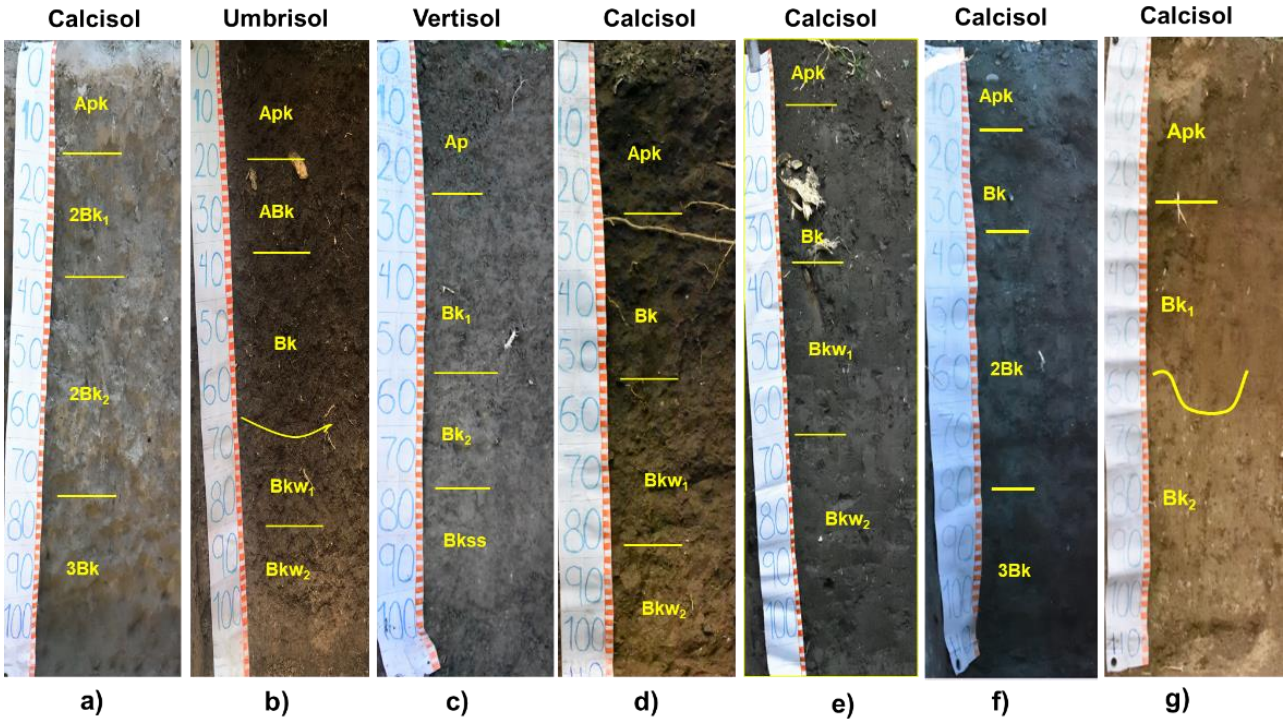


Figura 1. Perfiles del suelo de la zona citrícola. a) El Ancon, b) Soledad de la Mota ¨Nogales¨, c) Manuel Cavazos, d) El Papalote, e) Soledad de la Mota ¨Anacua¨, f) los Toronjos y g) Ejido La Corona.

Los análisis (Cuadro 1) indican alto contenido en MO en el epipedón del Ancon (4.38%) y Soledad de la Mota "Anacua" (4.76%), en contraste con los sitios de "Nogales", Manuel Cavazos y el Papalote con un contenido medio (3.47%, 2.57%, 2.32% respectivamente), o los Toronjos y Ejido la Corona en contenidos bajo y muy bajos de 0.77% y 0.51% respectivamente. Estas diferencias entre contenidos son ocasionadas por la practica cultural, es decir, con aplicación constantes de gallinaza durante una década, según reportan los productores, contenidos medios como resultado de aportaciones menores a cinco años o sitios en cantidades bajas debido a nula incorporación al suelo, corroborado con Morugán *et al.,* (2019) el cual menciona que la aportación orgánica es notoria respecto a las sintéticas en los contenidos de materia orgánica, carbono orgánico y nitrógeno. Más aun, el N se encuentra en cantidades de medios, bajos y muy bajos en todos los sitios muestreados, no obstante, la mineralización de la MO a largo plazo produce una lente liberación de N, lo que permite cumplir con los requerimientos del cultivo en el momento adecuado, tal como lo indican Qin *et al.* (2016) sobre aplicaciones divididas del nutrimento, ajustadas a la demanda del cultivo, lo que contribuye a reducir las pérdidas de N y aumentar el rendimiento.

Con respecto al fósforo (P) y potasio (K), el primero se presenta en cantidades altas en el horizonte superficial, mientras que, el segundo se encuentra en concentraciones muy bajas para los siete sitios a cualquier profundidad del perfil. Además, Gaytán *et al.* (2021) mencionan que las aportaciones constantes de gallinaza procesada en calcisoles reducen la disponibilidad de P y K al desplazarlos en el complejo de intercambio iónico por Ca y Mg. No obstante, el alto contenido de MO y la humedad constante hacen que el fósforo se encuentre en concentraciones altas. Por otro lado, las bajas concentraciones y disponibilidad de K es indicio del agotamiento paulatino de la reserva mineral del nutrimento, lo que podría contribuir a una producción de frutos de mala calidad siendo necesario recurrir a la fertilización sintética.

Cuadro 1. Análisis químicos de perfiles de suelo representativos.

Sitio	Profundidad (cm)	N %	P ppm	K (cmol/kg)	MO %	CO %	pH	$CaCO_3$ %
Ancon	0-20	0.18	26.1	0.46	4.38	2.54	7.7	38.3
	20-40	0.14	133.1	0.29	2.57	1.49	7.5	35.3
	40-80	0.15	6.9	0.23	1.67	0.97	7.7	27.0
	80/82-110	0.09	22.0	0.18	0.39	0.22	7.8	64.3
Soledad de la Mota ¨Nogales¨	0-22	0.13	58.7	2.03	3.47	2.02	7.7	26.7
	22-42	0.15	11.5	1.03	2.45	1.42	7.6	41.0
	42/70-72	0.07	12.3	1.06	2.19	1.27	7.4	27.0
	70/72-90	0.06	31.8	0.55	1.80	1.05	7.7	27.3
	90-120	0.08	9.8	0.95	1.29	0.75	7.6	35.3
Manuel Cavazos	0-30	0.07	16.0	1.78	2.57	1.49	7.8	23.7
	30-60	0.04	13.4	0.71	0.90	0.52	7.7	34.3
	60-80	0.06	6.4	0.53	0.77	0.45	7.9	31.0
	80-110	0.02	13.9	0.54	0.64	0.37	7.8	34.3
El papalote	0-30	0.13	12.1	1.21	2.32	1.34	7.4	30.0
	30-60	0.06	4.1	0.97	1.80	1.05	7.8	35.7
	60-90	0.09	10.6	0.84	1.54	0.90	7.7	40.3
	90-110	0.04	7.2	0.64	0.77	0.45	7.7	45.3
Soledad de la Mota ¨Anacua¨	0-10	0.25	0.25	3.89	4.76	2.76	7.6	30.0
	10-40	0.09	0.09	0.68	2.19	1.27	7.7	29.0
	40-70	0.07	0.07	0.50	1.42	0.82	7.6	32.3
	70-110	0.02	0.02	0.57	0.77	0.45	7.5	32.3
Los toronjos	0-20	0.10	18.9	1.26	0.77	0.45	7.9	27.0
	20-40	0.05	4.1	0.66	0.77	0.45	7.9	29.0
	40-85	0.04	7.6	0.37	0.13	0.07	8.1	30.7
	85-120	0.01	5.3	0.49	0.39	0.22	8.2	27.7
Ejido la Corona	0-30	0.01	24.2	1.21	0.51	0.30	7.8	27.0
	30-66	0.04	4.7	0.67	0.77	0.45	7.6	30.0
	66-120	0.08	14.2	0.41	0.13	0.07	7.6	38.7

Nitrógeno (N), Fosforo (P), Potasio (K), Materia Orgánica (MO), Carbón Orgánico (CO), Carbonatos de Calcio ($CaCO_3$).

CONCLUSIÓN

Conocer la variabilidad de los suelos de la zona citrícola contribuyeron a identificar factores de importancia para el manejo agronómico sostenible de cada sitio, con la finalidad de incrementar o sostener la producción de alimentos. El considerar las aportaciones orgánicas por los productores como fuente alterna para mantener o aumentar las reservas nutrimentales ha sido una práctica cultural acertada, al motivar el reservorio nutrimental en aquellos sitios (suelos) donde se realizaron las aportaciones, garantizando la sostenibilidad del recurso suelo y la productividad del cultivo.

Así mismo, se deben considerar alternativas como fertilizaciones foliares orgánicas o sintéticas para compensar los requerimientos de K, o la aplicación de sustancias ácidas que contribuiría a disminuir y regular el pH del suelo para incrementar la disponibilidad de los elementos.

BIBLIOGRAFÍA

Bonales, J., Musule, R., Navarro, F. & García, C. (2022). Evaluating the environmental performance of orange production in Veracruz, Mexico: A life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 343, 131002.

Brito, J. (2010). Factores economicos y ambientales predictores de la actitud hacia la produccion de naranja en Montemorelos, Nuevo León, ,México. *Revista Internacional Administración & Finanzas*, 3(1), 25-27.

Cheng, J., Ding, C., Li, X., Zhang, T., & Wang, X. (2016). Soil quality evaluation for navel orange production systems in central subtropical China. Soil and Tillage Research, 155, 225-232.

Cuanalo, D.L.C (1990). Manual para la descripcion de perfiles de suelo en el campo. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Montecillos, México.

Gaytán, F., Gutiérrez, E., Encinia, V., Vázquez, R., Olivares, E. & Gutiérrez, M. (2021). Sustainability of the Soil Resource in Intensive Production with Organic Contributions. Agronomy, 12(1), 67.

INEGI (2010). Compendio de información geográfica municipal, General Terán. clave geoestadística 19022.

Morugán, A., García, F., McMillan, M., & Pereg, L. (2019). The effect of moisture on soil microbial properties and nitrogen cyclers in Mediterranean sweet orange orchards under organic and inorganic fertilization. Science of the Total Environment, 655, 158-167.

Pantoja, G. & Flores, F. (2018). El sector citrícola de Nuevo León: caracterización del Sistema agroalimentario como plataforma de integración del productor con la agroindustria. Región y sociedad, 30(71), 1-47.

Qin, W., Heinen, M., Assinck, F. & Oenema, O. (2016). Exploring optimal fertigation strategies for orange production, using soil–crop modelling. Agriculture, Ecosystems & Environment, 223, 31-40.

Van Reeuwijk L. (2002). Procedures for Soil Analysis, International Soil Reference and Information Centre-Food and Agriculture Organization of the United Nations. pp.119.

CARACTERIZACIÓN DE ARIDISOLS EN TRES SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA EN EL NORESTE DE MÉXICO

Vicente Vidal Encinia-Uribe[1]; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[1*]; Francia Deyanira Gaytán-Martínez[1]; Gustavo Andrés Ramírez-Gómez[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Francisco Villa S/N, Col. Ex Hacienda el Canadá, General Escobedo, México. edgar.gutierrezcs@uanl.edu.mx

RESUMEN

En regiones con clima seco-semiárido la producción es limitada, esto debido al requerimiento hídrico de los cultivos y a la escasa información de los suelos presentes, lo cual dificulta la conservación del recurso en predios agrícolas de riego, secano y pastizal. El objetivo es identificar las características físicas y químicas del manejo agronómico de las últimas décadas para determinar el impacto edáfico. Para ello se caracterizaron suelos mediante perfiles pedológicos muestreando horizontes genéticos. Los resultados indican suelos medianamente alcalinos (pH 7.6-8), bajos en MO (0.26-2.32%) y altamente calcáreos (20.7-46%) en los tres sistemas productivos. Además, presentan altas concentraciones de P y K, mientras que el N es bajo. El desarrollo estructural del sistema de pastizal es fuertemente desarrollado en consecuencia por la mínima labranza, en contraste con el de riego y secano, débilmente desarrollado por efecto de labranza tradicional. El manejo agronómico durante los últimos años ha tenido un efecto positivo, no obstante, se debe considerar implementar estrategias de rotación de cultivos y aporte de MO que contribuirían en la preservación y sostenibilidad del recurso suelo.

PALABRAS CLAVE: c*lima seco-semiárido; conservación de suelo; perfiles pedológicos.*

INTRODUCCIÓN

Las regiones secas-semiáridas ocupan alrededor del 40% de la superficie terrestre donde es llevado a cabo el 50% de la producción de ganado, y aproximadamente el 45% de la producción de alimentos a nivel mundial (Gaur y Squires, 2018). Estas regiones se caracterizan por tener altas temperaturas, baja precipitación media anual y sequías frecuentes lo que las vuelven vulnerables.

En la zona noreste de México predomina el clima seco-semiárido, región que practica la agricultura tradicional de secano en pequeña escala desde 1930, este sistema de producción se integró e implementó en los distritos de riego; al tiempo que la intensa actividad ganadera requirió sistemas de producción de pastizales con dependencia de agostaderos nativos (Cerutti, 2019).

En las últimas tres décadas, el inadecuado manejo agrícola en estas regiones ha incrementado significativamente los problemas de desertificación. La degradación del suelo y su mal manejo ha sido resultado del desconocimiento y falta de atención en cuanto a sus propiedades (físicas y químicas), aunado a la escasez de agua, baja fertilidad y salinización del suelo, ocasionando por consecuencia la diminución de la productividad





debido a los periodos prolongados de sequía y temperaturas extremas lo que ha contribuido al cambio climático global (Dong *et al.*, 2021).

La FAO estima que en 2050 la demanda de alimentos a nivel mundial aumente un 80%, y que la aridez seguirá incrementando en México (FAO, 2016). Por ello deben mejorar las estrategias de conservación en el manejo de los suelos de áreas agrícolas, para garantizar la seguridad alimentaria y la subsistencia del recurso edáfico (Silva *et al.*, 2021).

El presente trabajo está enfocado a describir las características físicas y químicas de suelos con diferente manejo agronómico, y determinar el impacto sobre el recurso suelo en sistemas productivos de riego, secano y pastizales.

MATERIALES Y METODOS

La selección de sitios consistió en identificar y ubicar los sistemas agropecuarios representativos con el mismo manejo agronómico en las últimas tres décadas, ubicados en Marín, Nuevo León con sistemas de: a) agricultura tradicional de riego (25°52'22.1" N, 100°03'29.1" W), b) agricultura tradicional de secano (25°51'49.7" N, 100°03'36.3" W) y c) pastizal (25°52'59.6" N, 100°03'06." W).

La temperatura varía entre 42°C y -10 °C con una media anual de 22°C; la precipitación media anual oscila en 541 mm y la evaporación media anual en 2,018.7 mm, el régimen de humedad y temperatura del suelo es arídico e hipertérmico respectivamente.

Los perfiles podológicos en cada sitio se describieron conforme al manual de descripción de perfiles de suelo (Cuanalo, 1990), donde se colectaron muestras alteradas de los horizontes genéticos para realizar los análisis físicos y químicos, y posteriormente clasificarlos con las Claves para la Taxonomía de Suelos (Soil Survey Staff, 2014).

Las propiedades analizadas fueron pH (1:2.5, suelo: agua), materia orgánica MO (Walkley-Black), nitrógeno total Nt (micro-Kjeldahl), fósforo soluble P (Olsen), K+ acetato de amonio) y textura (pipeta americana). Todas las metodologías fueron extraídas del manual de procedimientos de Van Reeuwijk (2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos del sistema de producción con riego fueron clasificado como *Ustic Haplocalcids* (Figura 1a), este presenta porosidad de media hasta fina conforme se incrementa la profundidad del perfil, resultando benéfico para la infiltración, aireación y retención de humedad. El sitio muestra humedad constante que ha contribuido al desarrollo y presencia de raíces finas y comunes hasta el 1.20 m a partir de la superficie del suelo. En periodo de sequía el suelo se endurece, siendo requerida una programación de riegos con el objeto de tener un desarrollo radical adecuado.

El suelo del sistema de secano es clasificado como *Typic Haplocalcids* (Figura 1b), reporta un epipedón Apk con transición horizontal bien definida debido a la labranza intensiva, dando lugar a una estructura débilmente desarrollada. En condiciones húmedas el suelo es friable a partir del horizonte $2Bk_1$, sin embargo, en temporada de sequía es extremadamente duro, lo que limita el desarrollo radical y por ende la productividad. La presencia de poros finos dentro de los agregados contribuye a la retención de agua, lo que permite mayor aprovechamiento de la humedad en temporada de lluvias. La presencia de raíces es evidente

hasta los 120 cm de profundidad, lo que indica buena permeabilidad por la distribución de partículas.

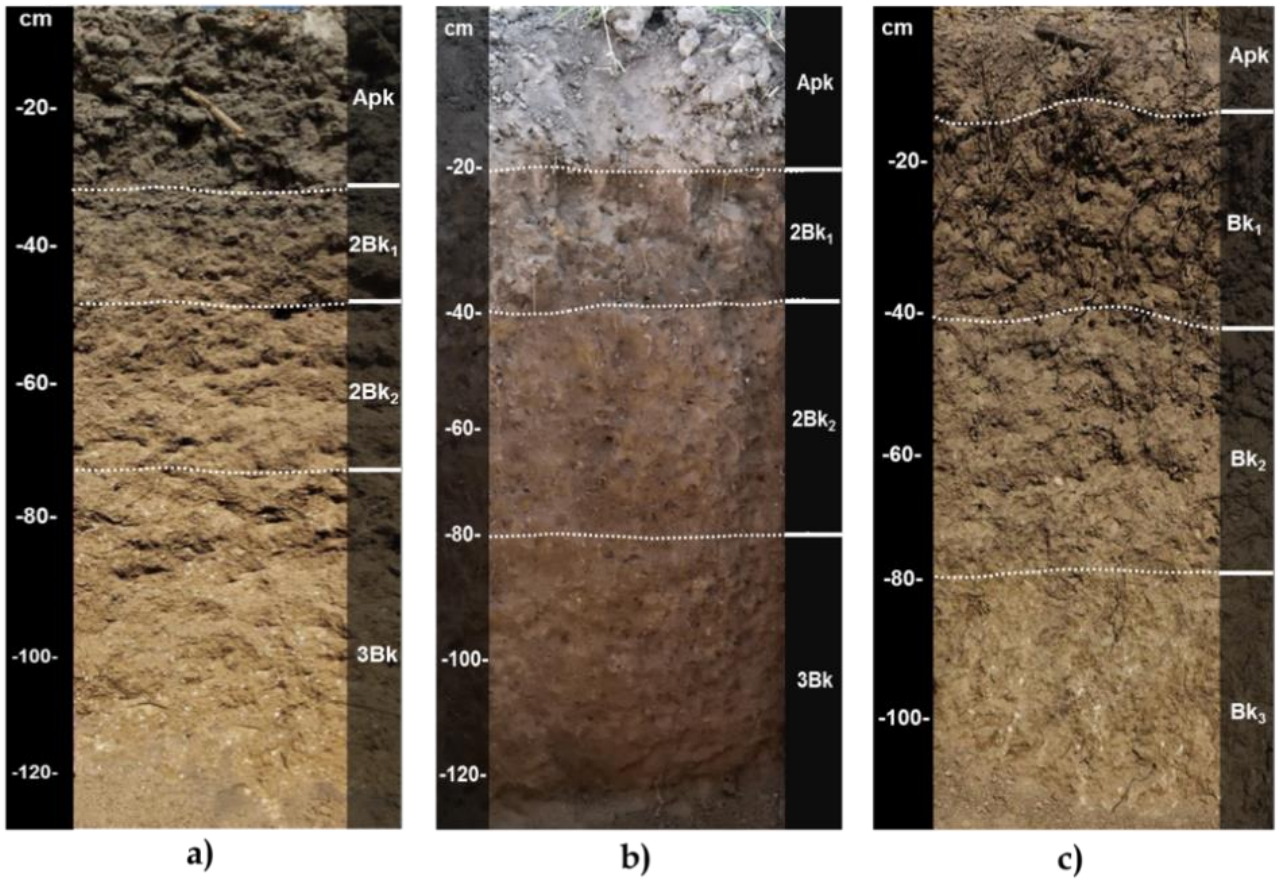


Figura 1. Perfiles de suelo en el sistema productivo. a) Irrigado, b) secano c) pastizal

El suelo del sistema de pastizal se clasificó como *Typic Haplocalcids* (Figura 1c), reporta altos contenidos de MO y labranza mínima, esto ha contribuido a la formación de agregados fuertemente desarrollados en todo el perfil, dando lugar a una estructura edáfica bien definida, friable en condiciones de humedad y muy duro en seco. La presencia de macro y microporos favorece la retención de agua higroscópica para el aprovechamiento de la humedad.

Los suelos del sistema productivo tanto de riego como de secano presentan discontinuidades litológicas por reportar diferentes concentraciones de arcilla en los horizontes subsuperficiales, debido a material depositado por arrastre. El sistema de pastizal muestra la misma distribución de partículas en todo el perfil (arcillo limoso), cabe destacar que a partir del horizonte subsuperficial la compactación del suelo en seco es excesiva al igual que en el sistema de secano y de riego, tal como lo reportan Sun *et al.* (2021), en regiones áridas y semiáridas, los suelos arcillosos con alto contenido de calcio provoca acumulación de $CaCO_3$ tal como se presenta en todos los horizonte de los perfiles, esta

floculación excesiva conduce a suelos compactados. No obstante, de acuerdo con Sosa *et al.* (2022), otro factor que favorece la compactación del suelo es el pastoreo de ganado bovino y el tránsito de maquinaria agrícola.

Los suelos de los tres sitios son medianamente alcalinos (pH de 7.6 a 8), con altos contenidos de $CaCO_3$ (20.7-46%) y bajo contenido de materia orgánica (MO de 0.26 a 2.32%) (Cuadro 1) tal como comentan Williams *et al.* (2017) para suelos en el noreste de México.

Cuadro 1. Análisis de perfiles de suelo de sistemas de riego, secano y pastizal.

Sitio	H. Genético	Profund.	MO	$CaCO_3$	N	P olsen	K+	pH	Clase Textural
		cm		%		$mgKg^{-1}$	$cmol^{(+)}$ Kg^{-1}	H_2O 2:1	
Riego	Apk	0-30	1.03	36.3	0.239	50.5	0.54	8.1	Franco Arcillo Limoso
	$2Bk_1$	30-47	1.54	38.3	0.091	57.8	0.77	8	Arcillo Limoso
	$2Bk_2$	47-73	1.03	41.3	0.084	19.9	0.32	7.9	Arcillo Limoso
	3Bk	73-120	0.77	46.0	0.014	20.9	0.26	7.9	Arcilla
Secano	Apk	0-20	1.42	35.5	0.000	56.4	0.83	7.6	Franco Arcillo Limoso
	$2Bk_1$	20-40	0.77	20.7	0.028	11.8	0.32	8	Franco Limoso
	$2Bk_2$	40-80	0.39	27.3	0.049	14.2	0.26	8.1	Franco Limoso
	3Bk	80-120	0.26	26.7	0.042	19.9	0.24	8.1	Franco Arcillo Limoso
Pastizal	Apk	0-10/17	1.54	32.7	0.126	74.5	1.20	7.9	Arcillo Limoso
	Bk_1	10/17-38/42	2.32	32.7	0.176	61.1	0.54	7.9	Arcillo Limoso
	Bk_2	38/42-80	1.42	34.7	0.105	14.4	0.51	8	Arcillo Limoso
	Bk_3	80-120	1.03	41.3	0.049	15.0	0.50	8	Arcillo Limoso

De acuerdo con la agenda técnica agrícola de N.L. (SAGARPA, 2015), la recomendación de fertilización para las gramíneas en condiciones de riego es de 200 kg/ha de urea y 150 kg/ha de fosfato diamónico, dando como resultado reservas minerales en el suelo, corroborando con un manejo agronómico adecuado de fertilización en el sistema agrícola de riego. Por otro lado, las concentraciones altas de P y K (Cuadro 1) en el sistema de secano y pastizal son debido a la escasa absorción y poca lixiviación por ausencia de agua de lluvia. Nehrani *et al.* (2020) comentan que la capacidad productiva del suelo es esencial para prevenir la degradación debido a que este está cubierto con vegetación por cultivos básicos o pastizales.

CONCLUSIONES

La concentración de nitrógeno en los tres sistemas productivos es baja, debido a la demanda de las gramíneas aun cuando se aplican fertilizantes sintéticos. A pesar de ser suelos calcáreos se reportan altas concentraciones de fósforo y potasio por el déficit hídrico durante todo el año, evitando lixiviación e intercambio iónico.

La agregación entre partículas del sistema pastizal es de bloques subangulares fuertemente desarrollados en el horizonte Apk en contraste a los sistemas de riego y secano por la disgregación de partículas ocasionada por labranza tradicional.

El manejo agronómico durante los últimos años tuvo un efecto positivo en los suelos agrícolas al no mostrar una degradación física ni química significativa, sin embargo, el implementar prácticas como la rotación de cultivos, labranza mínima o de conservación y el aporte de materia orgánica, lograría mejorar la productividad y sostenibilidad del recurso edáfico.

BIBLIOGRAFÍA

Cerutti, M. (2019). Trigo y revolución verde en el noroeste de México (1930-1970). Mundo agrario, 20(43).

Cuanalo, H. (1990). Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 40 p.

Dong, L., Zhang, W., Xiong, Y., Zou, J., Huang, Q., Xu, X. & Huang, G. (2021). Impact of short-term organic amendments incorporation on soil structure and hydrology in semiarid agricultural lands. International Soil and Water Conservation Research. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.10.003

FAO. (2016). Trees, Forests and Land Use in Drylands. The First Global Assessment. Food and Agriculture Organization (FAO).

Gaur, M. & Squires, V. (2018). Climate Variability Impacts on Land Use and Livelihoods in Drylands. Springer International Publishing, Switzerland, 348 p.

Nehrani, S., Askari, M., Saadat, S., Delavar, M., Taheri, M., & Holden, N. (2020). Quantification of soil quality under semi-arid agriculture in the northwest of Iran. Ecological Indicators, 108, 105770.

SAGARPA (2015). Agenda Técnica Agrícola de Nuevo León. Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Segunda edición. México. 344 p.

Silva, M., Maia, E., Rodrigues, V., Barbosa, B., Coelho, V., Conceicao, M., Jarbas, T. & Giongo, V. (2021). Trophic groups of soil fauna in semiarid: Impacts of land use change, climatic seasonality, and environmental variables. Pedobiologia, 150774.

Soil Survey Staff. (2014). Claves para la Taxonomía de Suelos, Decima segunda Edición. Trad. Departamento de Agricultura de USA. 410 p.

Sosa, J., Camargo, S., Herrera, M., & Godinez, H. (2022). Rainfed agriculture and firewood extraction modify differently the taxonomic and functional structure of biocrusts in a tropical semiarid region. Geoderma, 406, 115459.

Sun, Y., Guo, W., Weindorf, D., Sun, F., Deb, S., Cao, G., Neupane, J., Lin, Z. & Raihan, A. (2021). Field-scale spatial variability of soil calcium in a semi-arid region: Implications for soil erosion and site-specific management. Pedosphere, 31(5), 705-714.

Van Reeuwijk L. (2002). Procedures for Soil Analysis, International Soil Reference and Information Centre-Food and Agriculture Organization of the United Nations. 119 p.

Williams, H., Zavala, F., Arcos, G., Rodríguez, M. & Olivares, E. (2017). Características agronómicas asociadas a la producción de bioetanol en genotipos de sorgo dulce. Agronomía Mesoamericana, 28(3), 549-563.

TRATAMIENTO ELECTROCINÉTICO ACOPLADO A FITOREMEDIACIÓN DE SUELO CONTAMINADO POR HIDROCARBUROS EMPLEANDO *Zea mays* spp.

Sara Solìs Valdez[1,2]; Francisco Javier Bacame Valenzuela[2]; Ma. Yolanda Reyes Vidal[2]; Eva González Jasso[1]; Erika Bustos Bustos[2]

[1]Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada Unidad-Qro, Instituto Politécnico Nacional. Cerro Blanco 141 Col. Cimatario C.P. 76090 Querétaro, Qro.
[2]Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S. C. Parque Tecnológico Querétaro, s/n, Sanfandila, Pedro Escobedo, Querétaro, Qro.
ebustos@cideteq.mx; sarasoli@geociencias.unam.mx

RESUMEN

El reto de nuestro tiempo es mantener los recursos naturales, como el suelo, en condiciones óptimas para una producción sustentable y sostenible. La demanda de alimentos en el mundo es un claro ejemplo de la explotación intensiva del recurso suelo, así como la presencia de contaminación ambiental, especialmente la contaminación por hidrocarburos. No obstante, las ventajas que tiene la vida moderna debido al uso de los hidrocarburos y sus derivados, su uso extensivo y el mal manejo ambiental, ha provocado que sean uno de los compuestos más peligrosos y de mayores implicaciones en la contaminación de suelos y agua, provocando emergencias ambientales de costos inalcanzables. En este proyecto se aplicó un campo eléctrico a un suelo contaminado con hidrocarburos para evaluar la eficiencia en la remoción del contaminante, aunado a técnicas de fitorremediación y electrocinética, analizando los cambios ocurridos en algunas propiedades químicas del suelo, así como en las características microbiológicas del mismo. Este tratamiento se ofrece como alternativa para la remediación de suelos contaminados por hidrocarburos, aunado a la técnica de electro-cultivo.

PALABRAS CLAVE: *contaminación; fitorremediación; hidrocarburo; tratamiento electrocinético*

INTRODUCCIÓN

La importancia de los suelos para el hombre es mayúscula. El suelo es un recurso natural no renovable que integra numerosos procesos físicos, químicos y biológicos que lo forman. La génesis de los suelos le brindan potenciales productivos distintos, y cuando pierde su potencial productivo puede, también perder sus funciones ecosistémicas, entonces, perdemos la oportunidad de tener sistemas sustentables ecológica y socialmente. Los suelos proveen sustento, almacén, soporte, transformación de sustancias nocivas para las comunidades que le habitan, ya sea dentro de él o en su superficie. Sin embargo, todas sus capacidades funcionales pueden perderse con un mal manejo, cuando no se conoce su desarrollo y su vocación natural, cuando se adicionan sustancias ajenas a su génesis que impiden su adecuado funcionamiento, alterando sus funciones y presentándose lo que

conocemos como contaminación; hay gran cantidad de sustancias nocivas para el suelo como los metales pesados, el exceso de fertilizantes y en casos muy concretos la presencia de hidrocarburos.

Se han buscado gran variedad de alternativas que ayuden a contrarrestar la pérdida de suelo por problemas de contaminación, especialmente la ejercida por los hidrocarburos, por ejemplo, el empleo de electricidad a través de la imposición de un campo eléctrico se ha observado que se favorecen las propiedades de suelos degradados por cuestiones ambientales o antropogénicas. En la aplicación de un campo eléctrico para remediar suelos contaminados, se deben tomar en cuenta las propiedades físicas y químicas del suelo en estudio, así como el contaminante a remover. Al mismo tiempo, se deben considerar diferentes arreglos y materiales de electrodos a aplicar para encontrar las mejores condiciones de trabajo y tener resultados exitosos. Adicionalmente, se ha reportado que la aplicación de un campo eléctrico al suelo promueve la germinación y el desarrollo de plantas utilizando electrodos de IrO2-Ta2O5 | Ti como ánodo y Ti como cátodo, dando como resultado el movimiento de iones debido a la imposición del campo eléctrico en las partículas de suelo (Acosta et al, 2019).

De esta manera, el objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo contaminado con hidrocarburos, al aplicar un campo eléctrico, utilizando electrodos de IrO2-Ta2O5 | Ti.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo contaminado con hidrocarburo pertenece a un *Vertisol pélico* de acuerdo con INEGI, Procedente de Salamanca, Guanajuato, México. Se utilizó un arreglo de electrodos 2D radial de seis ánodos de varilla de titanio modificados electroforéticamente con óxidos de metales de transición (iridio y tantalio, patente MX/E/2020/067699 (Bustos et al., 2021), alrededor de un cátodo central de Ti (patente MX/a/2017/014948 Bustos y Acosta, 2019), humectando previamente el suelo con NaOH 0.1 M por 18 h (Acosta-Santoyo, 2019). Posteriormente, se aplicó un potencial de 18 V (0.23 A) durante 6 h.

Para evaluar el efecto del tratamiento electroquímico en el suelo, se tomaron muestras de suelo cerca del ánodo, cátodo y media celda, en las cuales se llevaron a cabo los análisis químicos (pH, CIC, MOS) y biológicos (aislamiento de bacterias y hongos, actividad enzimática del suelo con Deshidrogenasa), antes y después de aplicar el tratamiento electroquímico, por triplicado. Después de las 6 h de aplicar el campo eléctrico, en cada lote se sembraron semillas de maíz (*Zea mays*) tomando datos de crecimiento y fisiología de las plantas durante 15 días en condiciones de laboratorio, hasta la elongación de la primera hoja verdadera, considerando una cámara de crecimiento con 16 h de iluminación y 8 h de obscuridad. Finalmente, después de los 15 días de crecimiento de las plantas de maíz, estas se retiraron y se dejaron secar, para medir su biomasa. Una vez finalizada la fase de germinación de semillas de *Zea mays,* se tomaron muestras de suelos para verificar los cambios físicos y químicos del suelo expuesto al campo eléctrico y fitorremediación. La metodología utilizada para los análisis químicos del suelo fue la descrita en la NOM-021-RECNAT-2000.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el tratamiento electroquímico durante 6 h, la corriente de la celda control con suelo sin contaminante inició en 0.11 A y concluyó en 0.15A, en el suelo contaminado se mantuvo en 0.01 A, lo cual indica la resistencia eléctrica que genera la presencia de hidrocarburo en el suelo.

En cuanto a la caracterización fisiológica del crecimiento de maíz, en la celda de suelo con tratamiento electroquímico la planta más grande que se observó en la segunda semana fue cerca del cátodo con 20.5 cm, sin embargo, en la cuarta semana se observó la mayor planta cerca del ánodo con 25.0 cm, comportamiento que prevaleció durante los 15 días de seguimiento, logrando observar el crecimiento del maíz hasta 56.5 cm de altura.

Por otra parte, en la caracterización microbiológica de la celda con suelo contaminado tratado electroquímicamente se observaron 5 x10+8 UFC/mL de hongos, en la ubicación cerca del cátodo, mientras que en la celda con suelo contaminado y tratado con fitorremediación solamente, el suelo presentó 2x10+9 UFC/mL de bacterias, en la ubicación del cátodo. Estos resultados indican que existe un mejor ambiente para el desarrollo de hongos y bacterias cerca del cátodo, en donde se promueve un pH básico.

Finalmente, en la caracterización edafológica (Cuadro 1), fue interesante observar que cerca del ánodo en donde crecieron más las plantas de maíz después de los 15 días de seguimiento a nivel laboratorio, se mostró una ligera variación en el porcentaje de materia orgánica, así como de la capacidad de intercambio catiónico, lo que puede ser importante para promover la mayor productividad de las plantas de maíz después del tratamiento electroquímico en un suelo contaminado por hidrocarburos, lo que también favorece para la disminución de la concentración de hidrocarburo en más del 80%.

Cuadro 1. Resultados de los análisis de suelos antes y después del tratamiento electroquímico (TEC)

		pH en agua		pH en KCl		%C org		CIC cmol/Kg sue		DH µg de TFF/g de suelo seco*día	
		ANTES	DESPUES	ANTES	DESPUES	ANTES	DESPUES	ANTES	DESPUES	ANTES	DESPUES
Control	Anodo	7.55	8.58	6.69	7.58	27.38	25.61	59.92	57.73	ND	2.6695
	Catodo	6.72	6.49	6.24	5.81	24.83	26.54	65.32	51.06	ND	2.6345
	Media Celda	7.07	7.83	6.39	7.00	25.42	26.65	61.87	55.66	ND	2.7245
Contaminado	Anodo	6.45	6.71	6.1	5.97	26.18	28.34	51.06	54.05	ND	2.3045
	Catodo	6.44	6.81	6.14	5.79	25.20	29.03	51.98	53.82	ND	2.7395
	Media Celda	6.42	6.62	6.08	6.10	27.61	27.48	53.82	54.28	ND	2.5645
Contaminado sin TEC	Anodo	6.10	6.66	5.94	6.10	27.39	28.32	46.81	51.29	ND	2.3645
	Catodo	6.07	6.52	6.12	6.10	27.46	29.36	52.56	49.45	ND	2.2145
	Media Celda	6.03	6.59	5.85	6.00	27.41	30.06	46.23	53.36	ND	2.5425
Control SIN TEC	Anodo	6.26	7.23	6.02	6.43	22.78	25.61	56.12	56.12	ND	2.2445
	Catodo	6.32	6.57	6.03	5.87	23.55	25.01	53.13	54.97	ND	2.5645
	Media Celda	6.32	7.26	6.06	6.49	22.30	25.17	59.80	56.35	ND	1.3945

CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos en esta investigación, se demostró que la imposición de un campo eléctrico en el suelo *Vertisol pélico* contaminado con hidrocarburo procedente de

Salamanca, Gto, se logró la eliminación del contaminante en más del 80%, los resultados mostraron un buen crecimiento de las plántulas de maíz al aplicar el campo eléctrico, sobre todo cerca de los ánodos de IrO_2-Ta_2O_5|Ti, con variaciones poco significativas de las propiedades químicas como materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico que puede favorecer para la remoción de hidrocarburo en el *Vertisol pélico*.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este resumen agradecen al CIDETEQ y al laboratorio de Edafología del CGEO-UNAM campus Juriquilla por las facilidades otorgadas para el desarrollo de la presente investigación.

BIBLIOGRAFÍA

G. Acosta-Santoyo, S. Solís, G. Hernández-Silva, J. Cárdenas, Z. Plank, E. Bustos (2019) "Analysis of the Biological Recovery of Soils Contaminated with Hydrocarbons using an Electrokinetic Treatment". J. Hazard. Mater. 371, 625–633.

Erika Bustos Bustos, Federico Manríquez Guerrero y Rosa Alhelí Herrada García (2021) "Método de Fabricación de Recubrimientos para Electrodos de Titanio a Partir de Óxidos de Iridio y Tantalio". Patente otorgada MX/E/2020/067699.

Erika Bustos Bustos y Gustavo Acosta Santoyo (2019) "Equipo y Proceso para Electroestimulación de Plantas". Patente registrada MX/a/2017/014948.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

SIMULACIÓN DE LA PÉRDIDA DE SUELO POR ACCIÓN DEL VIENTO: ANÁLISIS PARA LA COMARCA LAGUNERA, MÉXICO

Santos Martínez-Santiago[1]*; Gerardo Sergio Benedicto-Valdés[1]; Armando López-Santos[2]; Hilda Victoria Silva-Rojas[3]; Enrique Ojeda-Trejo[1]; Elsa Marcela Ramírez-López[4]; Julian Delgadillo-Martínez[1].

[1]Colegio de Postgraduados, Edafología, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México. [2]Universidad Autónoma Chapingo, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas, Bermejillo, Durango, México. [3]Colegio de Postgraduados, Producción de Semillas, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México. [4]Universidad Autónoma de Aguascalientes, Ciudad Universitaria, Aguascalientes, México. martinez.santos@colpos.mx.

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la pérdida de suelo por acción del viento en suelos agrícolas y de matorral de la Comarca Lagunera, México mediante simulación. Se colectaron muestras compuestas de un área agrícola (25°53'51.58"N, 103°35'36.77"O) y un matorral (25°53'56.20"N, 103°35'52.50"O), y sus propiedades físicas y químicas fueron determinadas. La pérdida de suelo se obtuvo en porcentaje y fue simulada para 1 cm de espesor de suelo en un túnel de viento tomando en cuenta la velocidad máxima de viento registrada en la Comarca Lagunera y el efecto de la labranza del suelo representado mediante el tamizado de las muestras a 2 y 1 mm comparado con un testigo. Los resultados indican que la densidad aparente (DA) es mayor en el suelo de matorral (1.34 g cm^{-3}) que en el área agrícola (1.28 g cm^{-3}). El contenido de carbono orgánico (COS) promedio es de 0.17% y predominan los agregados <0.25 mm. La pérdida de suelo fue significativamente mayor en los suelos tamizados a 2 mm y 1 mm respecto del testigo e indican que la labranza convencional puede representar la pérdida de hasta el 97.3% del suelo en el primer centímetro de espesor de suelo, por lo cual es necesario implementar medidas de control de pérdida de suelo por acción del viento.

PALABRAS CLAVE: *desertificación*; *erosión eólica*; *tormentas de polvo*

INTRODUCCIÓN

La pérdida de suelo por acción del viento es proceso de degradación que afecta la superficie terrestre e implica desprendimiento, transporte y deposición del suelo (Shao, 2008). La escaza cobertura vegetal, mínimas cantidades de COS y baja humedad generan que las zonas áridas sean vulnerables a la pérdida de suelo por acción del viento (Duniway *et al.*, 2019). Las simulaciones en túneles de viento han sido utilizadas para comprender la pérdida del suelo bajo condiciones controladas tanto en laboratorio como en campo (Maurer *et al.*, 2006). Los resultados obtenidos permiten generar medidas de control de la erosión eólica esenciales para prevenir la desertificación de las zonas áridas (Wang *et al.*, 2016).

La Comarca Lagunera es una zona representativa de las zonas áridas de México en donde la pérdida de suelo por acción del viento es un fenómeno común que afecta los suelos agrícolas y las grandes extensiones de matorrales (Galloza *et al.*, 2017), pero pocos estudios

existen al respecto. El objetivo de la presente investigación fue evaluar la pérdida de suelo por acción del viento en suelos agrícolas y de matorral de la Comarca Lagunera, México mediante simulación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras de suelos

De acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000 (DOF, 2002) a profundidad de 0 a 15 cm bajo un patrón de muestreo de zigzag, se colectaron muestras compuestas de suelo calcáreo de un área agrícola de riego (25°53'51.58"N, 103°35'36.77"O) y de un matorral (25°53'56.20"N, 103°35'52.50"O) de la zona árida conocida como la Comarca Lagunera ubicada al norte de México (Figura 1). El suelo colectado fue secado en la estufa (70°C) hasta peso constante y se tamizó a 2 mm y 1 mm a fin de representar los efectos de la labranza convencional.

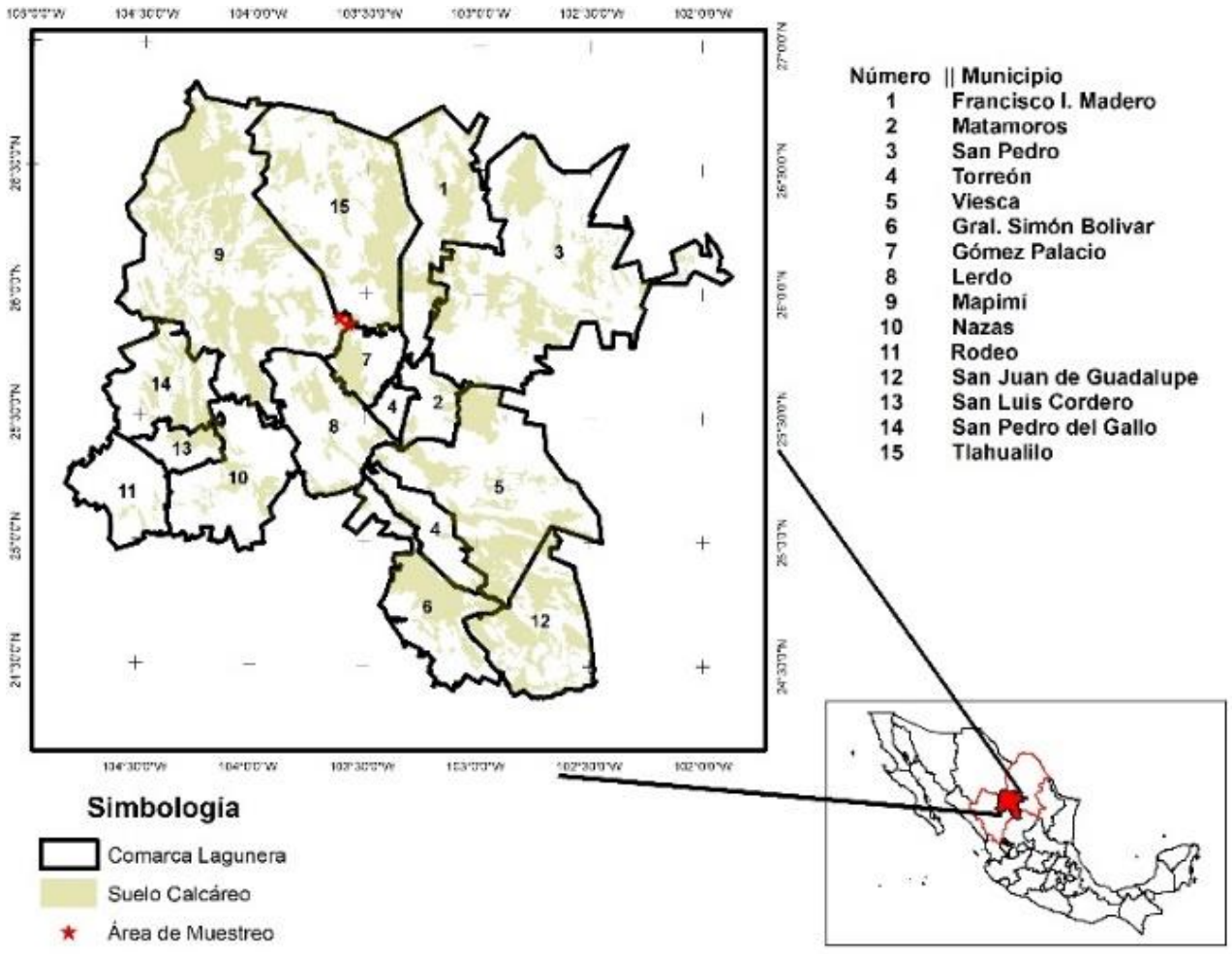


Figura 1. Sitio de muestreo de suelos calcáreos en la Comarca Lagunera, México.

Propiedades químicas y físicas

Se determinaron las siguientes propiedades físicas: textura por método de Bouyoucos (Bouyoucos, 1951), densidad aparente (DA) por método de terrón (Al-Shammary *et al.*, 2018), distribución de agregados por el método de tamizado en seco y diámetro medio ponderado (Kemper and Rosenau, 1986). Las propiedades químicas determinadas fueron: carbono orgánico del suelo por el método de oxidación húmeda (Walkley y Black, 1934) y carbono inorgánico del suelo por el método de desplazamiento de agua (Horton y Newsom, 1953).

Simulación de pérdida de suelo por acción del viento.

La pérdida de suelo fue simulada en un túnel de viento (3 m largo x 0.5 m ancho x 1 m alto) de flujo laminar. Tomando en cuenta la DA de las muestras de suelo (testigo, 2 mm y 1 mm) se pesó el equivalente a 1 cm de espesor de suelo (PI_M) y fue colocado en una charola (0.295 m x 0.37 m) dentro del túnel. El flujo de viento aplicado por 3 minutos fue de 75 km h^{-1}, velocidad de viento máxima registrada en la Comarca Lagunera, México (Macias-Corral et al., 2020). El suelo restante en la charola fue pesado (PF_M) y la pérdida de suelo por acción del viento (PSAV) se obtuvo en porcentaje respecto al peso inicial de la muestra, como se muestra a continuación:

$$PSAV = \left(1 - \left(\frac{PF_M}{PI_M}\right)\right) x100$$

Donde, PI_M es el peso inicial de la muestra y PF_M es el peso final de la muestra.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANAVA) y una prueba de comparación de medias de Tukey al porcentaje de perdida de suelo por acción del viento utilizando el software estadístico R (Versión 3.6.1; Vienna, Austria).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Textura franco arenosa con DA de 1.34 g cm^{-3} y franco arcilloso arenosa con DA de 1.28 g cm^{-3} fueron determinadas para el suelo de matorral y el área agrícola, respectivamente. El DMP indica una condición de inestabilidad y encostramiento frecuente para el suelo del matorral y una estabilidad y encostramiento medio para el área agrícola (Cuadro 1).

Cuadro 1. Propiedades de suelo agrícola y matorral de la Comarca Lagunera, México.

Propiedades	Unidad	Suelo	
		Agrícola	Matorral
Textura	---	Franco arcillosa arenosa	Franco arenosa
DA	g cm^{-3}	1.28	1.34

DMP	---	0.93	0.56
SIC	%	7.31	7.6
SOC	%	0.23	0.1

DA: Densidad aparente; DMP: Diámetro medio ponderado; CIS: Carbono inorgánico del suelo; COS: Carbono orgánico del suelo.

En ambos suelos el SIC es mayor que el SOC (Cuadro 1), y predominan los agregados <0.25 mm (Cuadro 2).

Cuadro 2. Distribución de agregados en suelo agrícola y de matorral de la comarca Lagunera, México

	Tamaño de agregados (mm)							
Suelo	> 6.36	6.36 - 4.76	4.76 - 3.36	3.36 - 2	2 - 1	1 - 0.5	0.50 - 0.25	< 0.25
Agrícola	7.0	0.1	1.7	2.8	5.8	9.6	6.9	66.0
Matorral	2.3	0.3	1.9	2.5	4.4	7.7	5.2	75.8

El promedio general de la pérdida de suelo por acción del viento fue de 86.8 ± 11.3 % (Cuadro 3).

Cuadro 3. Simulación de pérdida de suelo por acción del viento en área agrícola y matorral de la Comarca Lagunera, México.

Suelo		DA	Peso inicial (kg)	Peso final (kg)	diferencia	PSAV (%)	
Agrícola	Testigo	1.28	1.40	0.38	1.01	72.6	a
	2 mm	1.19*	1.30	0.08	1.22	93.9	b
	1 mm	1.25*	1.36	0.04	1.33	97.3	b
Matorral	Testigo	1.34	1.46	0.41	1.06	72.3	a
	2 mm	1.32*	1.44	0.14	1.31	90.6	b
	1 mm	1.32*	1.44	0.09	1.35	93.9	b

* Valor obtenido por método de la probeta (Al-Shammary et al., 2018); DA: Densidad Aparente; PSAV: Pérdida de suelo por acción del viento.

En ambos suelos, las muestras tamizadas a 2 mm y 1 mm perdieron más del 90 % siendo significativamente diferentes a los testigos (Figura 3).

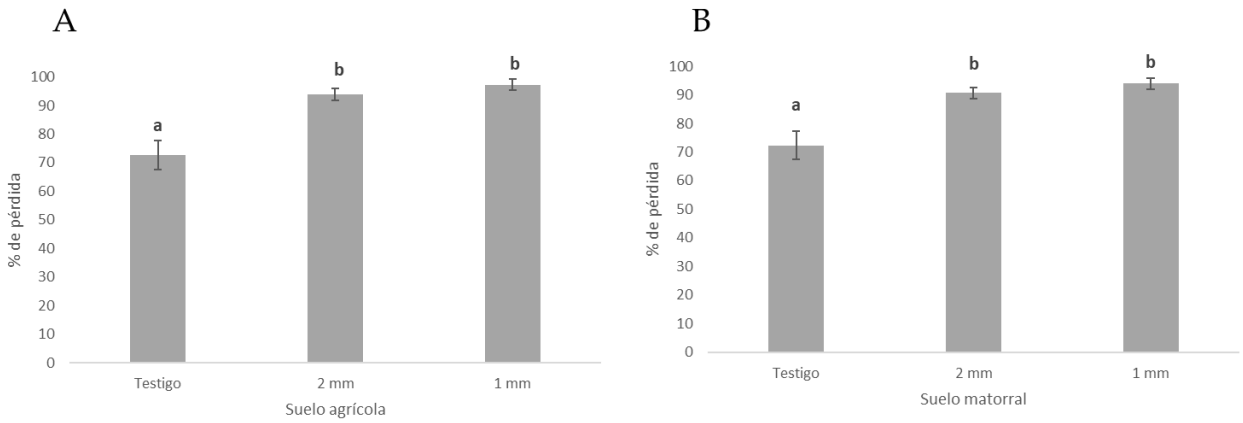


Figura 3. Pérdida de suelo por acción del viento en área agrícola (A) y matorral (B) de la Comarca Lagunera, México

El bajo contenido de COS, la poca agregación del suelo y la labranza convencional promueven la erosión eólica en suelos de zonas áridas (Singh *et al.*, 2012), lo cual se corrobora en el presente estudio. La pérdida máxima de suelo por acción del viento se presentó en las muestras tamizadas a 1 mm del suelo agrícola, que representa la labranza convencional, con el 97.3 % equivalente a una pérdida de suelo de 85.1 t ha^{-1}, similar a lo reportado por Galloza *et al.* (2017) para las zonas agrícolas de la Comarca Lagunera, México.

CONCLUSIONES

La simulación de la pérdida de suelo por acción del viento permite evaluar en distintos usos de suelo su vulnerabilidad a la erosión eólica. La evidencia sugiere que la labranza convencional, representada por las muestras tamizadas a 2 y 1 mm, intensifica la pérdida de suelo por acción del viento, por lo cual es necesario obtener medidas de control.

AGRADECIMIENTOS

In memoriam al PhD. David Espinosa - Victoria (1959 – 2020).

BIBLIOGRAFÍA

Al-Shammary, A. A. G., Kouzani, A. Z., Kaynak, A., Khoo, S. Y., Norton, M., y Gates, W. (2018). Soil bulk density estimation methods: A review. Pedosphere, 28(4), 581-596.

Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. Agron J, 54(5), 464-465.

DOF (Diario Oficial de la Federación). (2002). NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. México.

Duniway, M. C., Pfennigwerth, A. A., Fick, S. E., Nauman, T. W., Belnap, J., y Barger, N. N. (2019). Wind erosion and dust from US drylands: a review of causes, consequences, and solutions in a changing world. Ecosphere, 10(3), e02650.

Galloza, M. S., López-Santos, A., y Martínez-Santiago, S. (2017). Predicting land at risk from wind erosion using an index-based framework under a climate change scenario in Durango, Mexico. Environ Earth Sci, 76(16), 1-14.

Horton, J. H., y Newsom, D. W. (1953). A rapid gas evolution method for calcium carbonate equivalent in liming materials. Soil Sci Soc Am J, 17(4), 414.

Kemper, W. D., y Rosenau, R. C. (1986). Aggregate stability and size distribution. Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods, 425-442.

Macias-Corral, M. A., Esquivel-Arriaga, G., y Sanchez-Cohen, I. (2020). Potential of wind erosion and dust emission in an arid zone of northern Mexico: A simple assessment method. Rev Bras Cienc Solo, 44.

Maurer, T., Herrmann, L., Gaiser, T., Mounkaila, M., y Stahr, K. (2006). A mobile wind tunnel for wind erosion field measurements. J Arid Environ, 66(2), 257-271.

Shao, Y. (Ed.). (2008). Physics and modelling of wind erosion. Dordrecht: Springer Netherlands.

Singh, P., Sharratt, B., y Schillinger, W. F. (2012). Wind erosion and PM10 emission affected by tillage systems in the world's driest rainfed wheat region. Soil Tillage Res, 124, 219-225.

Walkley, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science, 37(1), 29-38.

Wang, X., Lang, L., Yan, P., Wang, G., Li, H., Ma, W., y Hua, T. (2016). Aeolian processes and their effect on sandy desertification of the Qinghai–Tibet Plateau: a wind tunnel experiment. Soil Tillage Res, 158, 67-75.

SALINIDAD Y SODICIDAD EN SUELOS DE LA CHINAMPERIA DE SAN NICOLÁS TETELCO, TLÁHUAC, CDMX

Israel Mata Fernández[1]; Ma. de Lourdes Rodríguez Gamiño[2]; Jorge López Blanco[3]; Gilberto Vela Correa[1]*

[1]Laboratorio de Edafología. Departamento el Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana–Xochimilco. Calzada del Hueso 1,100. Colonia Villa Quietud. 04960. Coyoacán, CDMX.
[2]Colegio de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Circuito Escolar s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán. 04510. CDMX.
[3]Environmental Change Consulting. Barquera 13-B509. Colonia Merced Gómez. Alcaldía Benito Juárez. 03930. CDMX. *gvela@correo.xoc.uam.mx.*

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es elaborar un diagnóstico del estado de degradación por salinidad y sodicidad que presentan los suelos de la zona chinampera de San Nicolás Tetelco. Las chinampas se construyeron en zonas inundables mediante la transferencia y elevación del suelo sobre el nivel del agua para lo que se utilizaba materia orgánica, lodo o cualquier material que permitiera consolidar estos islotes, favoreciendo a la fertilidad del suelo practicada en México, desde tiempos prehispánicos y que continúa siendo un importante sistema de producción agrícola de características autosustentables. Las chinampas de San Nicolás Tetelco se encuentran afectadas por procesos de degradación derivados de la salinidad y sodicidad, lo que ha ocasionado la pérdida de la fertilidad del suelo y frenando la producción agrícola. Los suelos y el agua se analizaron por los métodos convencionales. El Na^+ es el ion dominante, seguido del $Mg^{2+}>Ca^{2+}>K^+$; el pH se encuentra por arriba de 8.5; la conductividad eléctrica es mayor de 4 dS m^{-1}; tienen un PSI mayor de 15 %, y el agua, que se analizó, se clasificó como C3-S1. En general los suelos se clasificaron como salino-sódicos en 91.55 ha y como sódicos en 6.35 ha. Además, el uso de aguas de riego de mala calidad favorece este proceso de degradación por salinidad y sodicidad.

PALABRAS CLAVE: *ciudad de México; chinampas; degradación de suelos; suelo de conservación.*

INTRODUCCIÓN

Chinampa es una palabra de origen náhuatl, que deriva de chinamitl que significa "seto o cerca de cañas" (Rojas, 1983). En el México antiguo, se construyeron en zonas inundables mediante la transferencia y elevación del suelo sobre el nivel del agua que conformaban los lagos de la Gran Tenochtitlan, para lo que se utilizaba materia orgánica, lodo o cualquier material que permitiera consolidar estos islotes, favoreciendo a su vez la fertilidad del suelo por el ingreso constates de materia orgánica, finalmente la chinampa se reforzaba en su contorno con la plantación de ahuejotes (*Salix bonpladiana*) (Palerm & Wolf, 1978). Este sistema utilizado extensivamente en México desde tiempos prehispánicos, continúa siendo un importante método agrícola en el Valle de México, este provee un excelente ejemplo de

un eficiente y autosustentable agroecosistema, que ha funcionado por al menos 1,000 años (Jiménez-Osornio y Gómez-Pompa, 1991).

La degradación de suelos en México es cada día más evidente, y se estima que el 44.9% de la superficie nacional presenta algún signo de degradación, destacando la erosión eólica con un 9.5 %, la erosión hídrica con el 11.9 %, la degradación física con el 5.7 %, la degradación química con el 17.8 % y solamente el 55.1 % se considera no presenta evidencias de degradación aparente (SEMARNAT, 2009).

El agroecosistema chinampero, no es ajeno a los procesos de degradación de los suelos por salinidad y sodicidad, esto es un problema que desde el siglo pasado ha estado afectando el crecimiento de las plantas y delimitando el aprovechamiento y disponibilidad del agua (Tanji, 1990). Aunado a lo anterior, la disminución del agua y la descarga de aguas de desecho en los canales por parte de los pobladores, han alterado el sistema, provocando la extinción de la mayoría de las especies nativas, algunas comestibles y sobre todo se ha afectado de manera considerable la capacidad productiva de los suelos (Ramos *et al.*, 2000).

Esta situación no es ajena en el área chinampera de San Nicolás Tetelco, la cual se encuentra "gravemente afectada" por procesos de salinidad y sodicidad, generando la pérdida de la fertilidad en los suelos y frenando su producción agrícola, hasta el punto del abandono de las parcelas. Por lo anterior el objetivo de este trabajo es elaborar un diagnóstico del estado de degradación por salinidad y sodicidad que presentan los suelos en la zona chinampera, a fin de que la información generada sea utilizada en la elaboración de propuestas, para la rehabilitación y manejo de este importante agrosistema, representativo de la CDMX.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona chinampera

San Nicolás Tetelco, se encuentra en la alcaldía de Tláhuac, a una altitud de 2,200 msnm, cuenta con 97.90 hectáreas de chinampas, que se localizan en las coordenadas geográficas 19°12'36"-19°13'18" de latitud norte y 98°58'24"-98°57'42" de longitud oeste (Figura 1). El clima de acuerdo con Köppen, modificado por García (2004), es Cw que significa subhúmedo con lluvias en verano con una temperatura media anual de 16° C. y una precipitación pluvial de 533.8 mm al año, presentándose durante los meses de junio y agosto. Los suelos, se deben al intemperismo de arenas y rocas basálticas, y a la alternancia de materiales piroclásticos y descomposición de sedimentos orgánicos y minerales depositados en un medio lacustre. La agricultura que se practica en su mayor parte, es bajo el régimen de temporal, aunque se hace un incipiente aprovechamiento del riego, para la producción de diversas hortalizas.

Trabajo en gabinete, campo y laboratorio.

Se llevó a cabo la revisión y recopilación de información del área de estudio y se elaboró un mapa a escala 1:50,000 donde se determinó la superficie de la zona chinampera, apoyándose para ello con el sistema de información geográfica ILWIS versión 3.4 (ITC, 2003). Posteriormente, sobre este mapa se diseñó una distribución espacial sistemática de los sitios de muestreo de suelo y agua, para su análisis posterior en laboratorio. En campo,





se tomaron 30 muestras de suelos a una profundidad de 0-20 cm de 1. 5 kg de cada una. En laboratorio, se determinaron las propiedades físicas y químicas con base en SEMARNAT (2002), y USDA (2004).

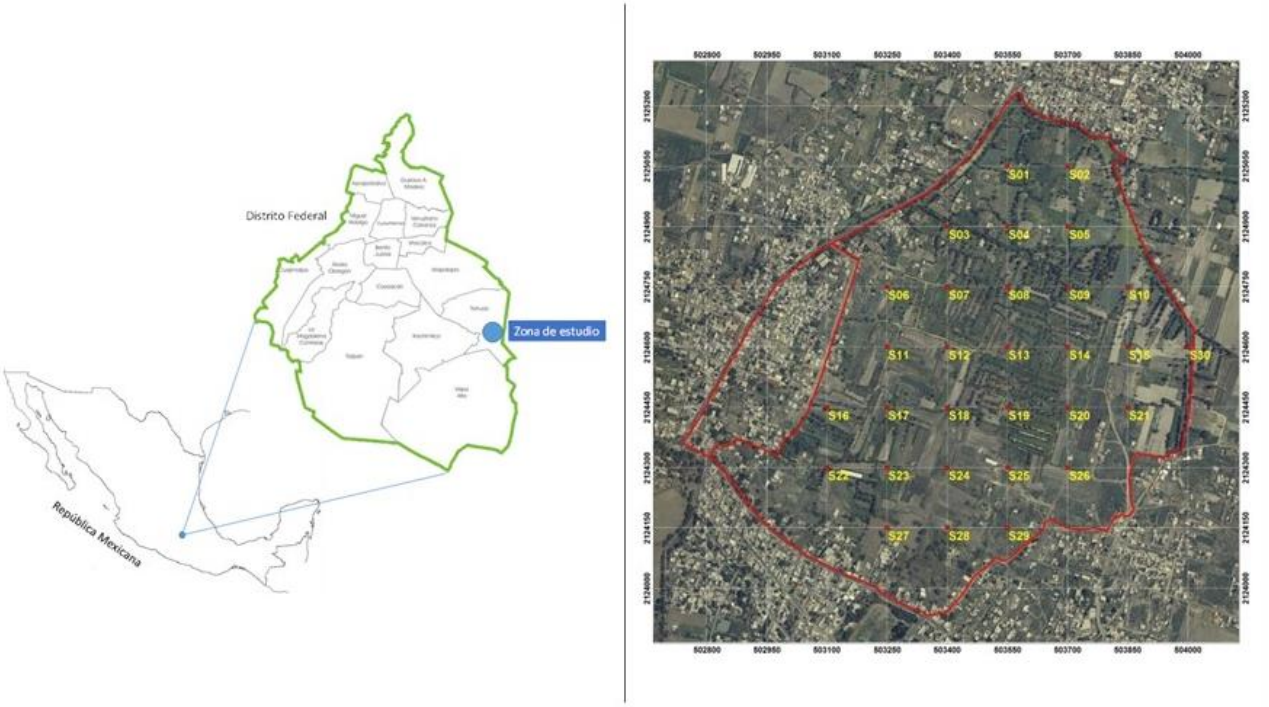


Figura 1. Croquis de localización y sitios de muestreo de suelo y agua

Entre las determinaciones que se realizaron fueron: color, textura, conductividad eléctrica (CE), contenido de humedad, materia orgánica (MO), iones intercambiables y solubles de Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^{+} y K^{+}, capacidad de intercambio catiónico (CIC), pH, saturación en bases (SB), y relación de absorción de sodio (RAS). Para determinar la calidad del agua en los canales, se seleccionaron 5 sitios y en cada uno de ellos se tomó con un recipiente de plástico 1 litro, tanto el recipiente como el tapón se enjuagó con el agua que se muestreó. Cada frasco se etiqueto con él número de la muestra, localización, fuente de captación y fecha de muestreo. A cada muestra de agua se le determinó la concentración total de sales solubles; la cantidad relativa del sodio con respectó a otros cationes y la concentración de bicarbonatos (Richards *et al.*, 1985).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Suelos salino-sódicos.

Los suelos salino-sódicos son los predominantes en la chinampería de San Nicolás Tetelco. Estos ocupan una superficie de 91.55 ha equivalentes al 93.51 % de la superficie total. Con base en Richards *et al.* (1985), se caracterizan por presentar una conductividad eléctrica (CE) mayor de 4 dS m^{-1}; tienen un porcentaje de sodio intercambiable (PSI) mayor

de 15 %, los valores en las muestras de suelo oscilan de 13.75 a 39.79 dS m^{-1}; la relación de absorción de sodio (RAS) es de 13.90 – 42.60 %; y tienen un pH menor de 8.5 en la chinampería, el rango va de 6.97 - 8.38. Estos suelos se caracterizan por ser muy pulverulentos en su superficie, y tienen tendencia al sellado y formación de costras salinas, así como una disminución de la conductividad hidráulica y a la translocación de arcillas sódicas (Tanji, 1990), las cuales hacen que disminuya el potencial osmótico del agua del suelo, inhibiendo el crecimiento de las plantas.

Se considera al Na^+ como el catión dominante, en las muestras de suelo y agua, posteriormente le sigue el Mg>Ca>K. Por esta razón los cultivos más sembrados estos suelos son: espinaca (*Spinacea oleracea* L.), coliflor (*Brassica oleracea* L. var. *botritis*), betabel (*Beta vulgaris* L. var. *crassa*), acelga (*Beta vulgaris* var. *cicla*), cilantro (*Coriandrum sativa* L.), romerito (*Saueda torreyana* S. Watson), apio (*Apium graveolens* L.), rábano (*Raphanus sativus* L.) y cempaxochitl (*Tagetes erecta* L.). En estos suelos no es recomendable el lavado ya que puede derivar en la formación de suelos sódicos, generando problemas mayores (De la Peña, 1980; Richards, 1985; Ramos *et al.* 2000).

Suelos sódicos

Estos suelos ocupan una superficie de 6.35 ha, y presentan elevadas concentraciones de Na^+ intercambiable, siendo este ion más activo que el Ca^{2+} y el Mg^{2+} lo que provoca que los agregados de suelo sean muy frágiles y se destruyan con facilidad, dispersándose en las capas superiores del suelo. Presentan un pH entre 8.5 y 10, debido a la ausencia de hidrógeno (H^+) y abundancia de Na^+ en la solución del suelo, lo que provoca, que un pH tan alto inmovilice diferentes nutrientes, además de disgregarse y agrietarse rápidamente cuando se secan (Mata *et al.*, 2014). Estos suelos en general no se cultivan, debido a que en los canales de riego circula poca agua o en su mayoría están secos, lo que favorece la presencia de hundimientos diferenciales, que hacen que no circule el agua, creando un ambiente edáfico más estresante y por lo tanto las plantas, aunque sean tolerantes a los niveles de Na^+ no se desarrollen adecuadamente.

Calidad de agua para riego

El agua de los canales se clasificó como **C3-S1**, donde: **C3**, significa que es altamente salina y su empleo está condicionado, por lo que no se recomienda para riego en suelos con drenaje deficiente, aun con drenaje adecuado se requiere de un manejo especial, para el control de la salinidad además es seleccionar plantas que sean tolerables a las sales. El **S1**, indica que el agua pueda usarse para riego en casi todos los suelos con poco peligro de que el sodio intercambiable llegue a niveles perjudiciales.

CONCLUSIONES

Los suelos dominantes se clasificaron como salino-sódicos, seguidos de los suelos sódicos mismos que ocupan 91.55 ha y 6.35 ha. respectivamente. A pesar de los elevados contenidos de materia orgánica su efecto amortiguante no se ve reflejado en el pH por el alto contenido de sodio en la solución del suelo.





El agua se clasificó como altamente salina (C3-S1), por lo que su empleo está condicionado a zonas con drenaje deficiente y al riego de plantas semitolerantes y tolerantes a la salinidad y sodicidad.

AGRADECIMIENTOS

Al C. Sr. Herlindo Jurado Silva, Coordinador Territorial en San Nicolás Tetelco en la alcaldía de Tláhuac, y a los productores de la chinampería, por su apoyo en los muestreos de suelo y agua en campo.

BIBLIOGRAFÍA

De la Peña, I. (1980). Salinidad de los suelos agrícolas: su origen, clasificación, prevención y recuperación. SARH. Boletín técnico #10.

García E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Serie Libros. Núm. 6. 5ª edición. Instituto de Geografía. UNAM. México. 90 p.

ITC .(2003). *ILWIS 3.0 Academic. User´s Guide*, International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences. Enschede, The Netherlands.

Jiménez-Osornio J., Gómez-Pompa A. (1991). Human role in shaping of the flora in a wetland community, the chinampa. Landscape and Urban Planning, 20: 47-51

Mata F., I., M. L. Rodríguez G., J. López B. y G. Vela C. (2014). Dinámica de la salinidad en los suelos. Revista digital. E-BIOS 1(5): 26-35.

Palerm A., E. Wolf. (1978). Agricultura y Civilización en Mesoamérica. Colección Setentas. México.

Ramos R. B., M. A. Chávez, E. Romero, N. H. Aguilera, N. E. García. (2000). Salinidad y sodicidad en suelos de San Andrés Mixquic y San Nicolás Tetelco, Tláhuac, México. La Edafología y sus Perspectivas al Siglo XXI. UNAM, COLPOS, UACH Tomo I. 288- 294p.

Richards L. A. (1985). Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos. Personal de Laboratorio de Salinidad de los Estado Unidos de América. LIMUSA, México.

Rojas R. T. (1983). La agricultura chinampera. Compilación histórica. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, México.

SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (SEMARNAT). Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2002. 73 p.

SEMARNAT. (2009). El Medio Ambiente en México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 20-23 p.

Tanji k. k. (1990). Agricultural salinity assesment and management. America Society of civil Enginers. NY. USA. pp:48-59.

USDA. United States Departament of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. (2004). Soil survey laboratory methods manual. Rebecca Buró (ed). Soil Survey Investigations Report. No. 42 versión 4.0

VARIACIÓN DE INDICADORES FISICOQUÍMICOS EN SUELOS DE USO AGRÍCOLA DEL BAJÍO GUANAJUATENSE BAJO DIFERENTES CULTIVOS

Héctor Iván Bedolla-Rivera [1]; Ileana Castro-González [1], María de la Luz Xóchilt Negrete-Rodríguez [1,2]; Francisco Paúl Gámez-Vázquez [3]; Eloy Conde-Barajas [1,2*]

[1] TNM/IT de Celaya. Posgrado de Ingeniería Bioquímica, Ave. Tecnológico y A. García Cubas No. CP: 38010, Celaya, México.
[2] TNM/IT de Celaya. Departamento de Ingeniería Bioquímica y Ambiental, Ave. Tecnológico y A. García Cubas No. CP: 38010, Celaya, México.
[3] INIFAP campo experimental Bajío. Carretera Celaya San Miguel de Allende Kilómetro 6.5, 38010 Celaya, México. eloy.conde@itcelaya.edu.mx

RESUMEN

En la zona Bajío del estado de Guanajuato se encuentra unas de las regiones agroindustriales de mayor importancia a nivel nacional, el uso intensivo de los suelos ha provocado su deterioro, impactando la calidad de los cultivos y en casos extremos provocando el abandono de los suelos. El objetivo del estudio fue observar los cambios provocados por el uso agrícola del suelo bajo diferentes esquemas de cultivo a través de indicadores fisicoquímicos. Se realizaron muestreos de tres suelos agrícolas bajo diferentes esquemas de cultivo (Alfalfa, jícama y maíz), los suelos muestreados se caracterizaron utilizando indicadores fisicoquímicos relacionados con la fertilidad de los suelos, llevándose a cabo un análisis multivariado de los mismos. Los suelos muestreados presentaron diferencias significativas entre los diversos indicadores analizados. Los diferentes cultivos afectaron principalmente la concentración de nutrientes en el suelo, debido a sus necesidades biológicas, sin embargo, el impacto mayor es generado principalmente por la administración y manejo del suelo.

PALABRAS CLAVE: *suelo, indicadores, fertilidad, análisis multivariado, cultivos.*

INTRODUCCIÓN

La zona Bajío del Estado de Guanajuato es una de las zonas con mayor riqueza agrícola del país, considerándose como el granero de México. El uso intensivo del suelo, aunado a las prácticas agrícolas tradicionales debido a la agricultura industrializada ha provocado el deterioro de este, disminuyendo su fertilidad y en casos extremos provocado el abandono. El objetivo del presente estudio fue comparar tres suelos agrícolas bajo diferente esquema de cultivo con la finalidad de observar variaciones en indicadores fisicoquímicos del suelo, relacionados intrínsecamente con la capacidad nutricional del suelo, con el interés de medir el impacto de los cultivos y su manejo en la fertilidad del suelo.





MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se centró en tres municipios del Bajío del Estado de Guanajuato, Celaya, Comonfort y Cortazar. Se muestrearon tres suelos agrícolas bajo diferentes esquemas de cultivo, el suelo en Celaya (Ce) bajo cultivo de alfalfa (20°35'42.76''N, 100°44'43.96''O), suelo en Comonfort (Cm) bajo cultivo de jícama (20°41'14.56''N, 100°47'42.73''O) y suelo de Cortazar (Co) bajo cultivo de maíz (20°27'14.61''N, 101°01'34.44''O). El muestreo de los suelos se realizó estableciendo subparcelas de 600 m^2, las muestras se tomaron cada 18 m empleándose un patrón de zigzag dentro de cada subparcela, obteniéndose 45 submuestras de 2 kg por suelo. Una vez realizados los muestreos, las muestras fueron almacenadas y transportadas a temperatura ambiente hasta el laboratorio de Biotecnología Ambiental, localizado en el TNM/IT de Celaya, con coordenadas 20°32'14''N, 100°48'56'' O, donde fueron preparadas para su posterior análisis. Se realizó la caracterización fisicoquímica de las muestras de suelo analizándose por triplicado los siguientes indicadores: Potencial de hidrógeno (pH) (Thomas, 2018), conductividad eléctrica (CE) (Hendrickx et al., 2002), textura (fracciones de arcilla (ARC), arena (ARE) y limo (LIM)) (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2003), capacidad de retención de agua (CRA) (Alef & Nannipieri, 1995), carbono orgánico total (COT) (Walkley & Black, 1934), materia orgánica (MO) (Yilmaz & Sönmez, 2017), nitrógeno mineral, conformado por los indicadores amonio ($N\text{-}NH_4^+$), nitritos ($N\text{-}NO_2^-$) y nitratos ($N\text{-}NO_3^-$) (Alef & Nannipieri, 1995), nitrógeno total (NT) (Bremner, 2018), relación carbono nitrógeno (C/N), macronutrientes (P, K, Ca, Mg y Na) y micronutrientes (Fe, Zn, Mn, Cu, B y S) (Bettinelli & Baroni, 1991), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2003), porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y relación de adsorción de sodio (RAS) (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2003). El Diseño experimental establecido fue completamente al azar con tres réplicas. Para el análisis estadístico se utilizó el software estadístico R versión 4.0.5 (R Core Team, 2021) y los paquetes estadísticos agricolae (de Mendiburu, 2020) para el establecimiento del diseño experimental y el análisis de varianza, el paquete corrplot (Wei & Simko, 2017) para la obtención de la matriz de correlación y el paquete ggplot2 (Wickham, 2016) para la obtención de las figuras estadísticas. El análisis estadístico inicio con una prueba de normalidad de Shapiro con un nivel de significancia ($p \leq 0.05$), posteriormente se elaboró una matriz de correlación no paramétrica de Spearman (Mahajan et al., 2020) y finalmente se realizó un ANOVA de una vía no paramétrico de Kruskal-Wallis, con posterior prueba de medianas de Dunn con corrección de Bonferroni, empleando un nivel de significancia ($p \leq 0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respecto a la caracterización de los suelos y el ANOVA de una vía de Kruskall-Wallis, los resultados se muestran en el cuadro 1. Se pudo observar que existieron diferencias significativas para los indicadores de ARE, ARC, CRA, COT, MO, K, Ca, Mg, Na, Fe, Zn, Mn, Cu, B, S, CIC, PSI y RAS. El suelo Co presentó una mejor estructura, posiblemente debido a los materiales parentales y al uso del suelo. El suelo Ce presentó mejores condiciones que el suelo Cm, posiblemente debió a que Ce se encuentra bajo cultivo de alfalfa y Cm bajo actividad agrícola intensiva, lo que provocaría una disminución significativa ($p \leq 0.05$) de la cantidad de MO. En referencia a los macro y micronutrientes, el suelo Co presentó mayores concentraciones que los suelos restantes, a excepción de los indicadores Ca y CIC, mayores concentraciones de los indicadores pudiera deberse a las diferencias naturales del material parental y a los procesos de fertilización empleados para los cultivos de maíz (P, K y Mg), ya que el suelo Co se encuentra bajo agricultura intensiva.

Cuadro 2. Caracterización fisicoquímica y ANOVA de una vía de Kruskall-Wallis.

Indicador	Ce	Cm	Co	χ^2	p	Indicador	Ce	Cm	Co	χ^2	p
pH	**6.68^{a}**	6.63^{a}	6.31^{a}	5.96	ns	K	0.88^{b}	1.32^{ab}	**1.58^{a}**	7.20	*
CE	**0.23^{a}**	0.21^{a}	0.16^{a}	5.96	ns	Ca	11.29^{a}	25.51^{a}	**17.21^{a}**	7.20	*
ARE	**61.59^{a}**	53.32^{ab}	34.17^{b}	7.20	*	Mg	1.88^{b}	3.43^{ab}	**7.77^{a}**	7.20	*
ARC	17.05^{b}	25.36^{ab}	**42.18^{a}**	7.20	*	Na	0.18^{b}	0.42^{ab}	**0.82^{a}**	7.20	*
LIM	21.53^{a}	21.31^{a}	**23.65^{a}**	4.62	ns	Fe	0.04^{a}	0.03^{a}	**0.09^{a}**	5.42	ns
CRA	98.46^{ab}	**126.67^{a}**	91.71^{b}	7.20	*	Zn	0.001^{ab}	0.0003^{b}	**0.001^{a}**	6.77	*
COT	**11.06^{a}**	6.36^{b}	9.65^{ab}	7.20	*	Mn	0.0012^{a}	0.004^{b}	**0.020^{a}**	7.20	*
MO	**25.54^{a}**	14.60^{b}	22.23^{ab}	7.20	*	Cu	0.001^{b}	0.002^{ab}	**0.003^{a}**	7.51	*
$N\text{-}NH_4^+$	20.39^{a}	3.60^{a}	**22.16^{a}**	5.42	ns	B	0.004b	0.004^{ab}	**0.020^{a}**	7.51	*
$N\text{-}NO_3^-$	**89.02^{a}**	23.55^{a}	29.41^{a}	5.96	ns	S	0.09b	0.10^{ab}	**0.12^{a}**	6.88	*
$N\text{-}NO_2^-$	**0.36^{a}**	0.16^{a}	0.31^{a}	2.62	ns	CIC	14.23b	**30.68^{a}**	27.37^{ab}	7.20	*
NT	**496.64^{a}**	14.04^{a}	464.91^{a}	5.79	ns	PSI	1.23b	1.37^{ab}	**2.98^{a}**	7.20	*
C/N	0.90^{a}	**18.09^{a}**	0.86^{a}	5.60	ns	RAS	0.05b	0.08^{ab}	**0.16^{a}**	7.20	*
P	0.04a^{b}	0.03^{b}	**0.19^{a}**	7.20	*	---	---	---	---		

Ce, Celaya; Cm, Comonfort; Co, Cortazar; χ^2, estadístico chi cuadrada; p, valor de probabilidad; CE (dS/m); ARE (%); ARC (%); LIM (%); CRA (%); COT (mg C/kg); MO (mg MO/kg); $N\text{-}NH_4^+$ (mg $N\text{-}NH_4^+$/kg); $N\text{-}NO_3^-$ (mg $N\text{-}NO_3^-$/kg); $N\text{-}NO_2^-$ (mg $N\text{-}NO_2^-$/kg); NT (mg N/kg); C/N; P (meq/100g); K (meq/100g); Ca (meq/100g); Mg (meq/100g); Na (meq/100g); Fe (meq/100g); Zn (meq/100g); Mn (meq/100g); Cu (meq/100g); B (meq/100g); S (meq/100g); CIC (meq/100g); PSI (%), RAS. Letras diferentes en la línea significa diferencias significativas ($p \leq 0.05$).

En referencia a la matriz de correlación de Spearman (Figura 1a) se puede observar que los indicadores analizados en los diferentes suelos presentan al menos una correlación

significativa ($r^2 \geq \pm 0.06, p \leq 0.05$) con algún otro indicador. Los indicadores referentes a los macro y micronutrientes se encuentran correlacionados positivamente entre ellos, mientras presentan correlaciones negativas con la fracción de ARE, CE y pH. Un aumento en la concentración de macro y micronutrientes pudiera deberse al hecho de una mejora en la estructura del suelo, permitiendo al suelo tener una mayor capacidad nutritiva para los diversos cultivos. Los indicadores COT y MO presentan correlaciones positivas con los indicadores relacionados con los compuestos nitrogenados, lo anterior debido a que la MO adicionada al suelo está conformada por compuestos de C y N, aumentando por tal motivo su concentración en el suelo. En la figura 1b se muestra la distribución de los diferentes indicadores respecto al suelo muestreado, se puede observar que el suelo Ce se encuentra con una mayor proporción de MO, mientras que el suelo Co presentó una mayor afectación por concentración de sales. El suelo Cm tiene un comportamiento intermedio en todos los indicadores, en comparación con los suelos Co y Ce. Las concentraciones del suelo Cm respecto al indicador MO, posiblemente se deba a su uso en la agricultura intensiva, con aplicación de procesos de mejoramiento como la aplicación de cal agrícola.

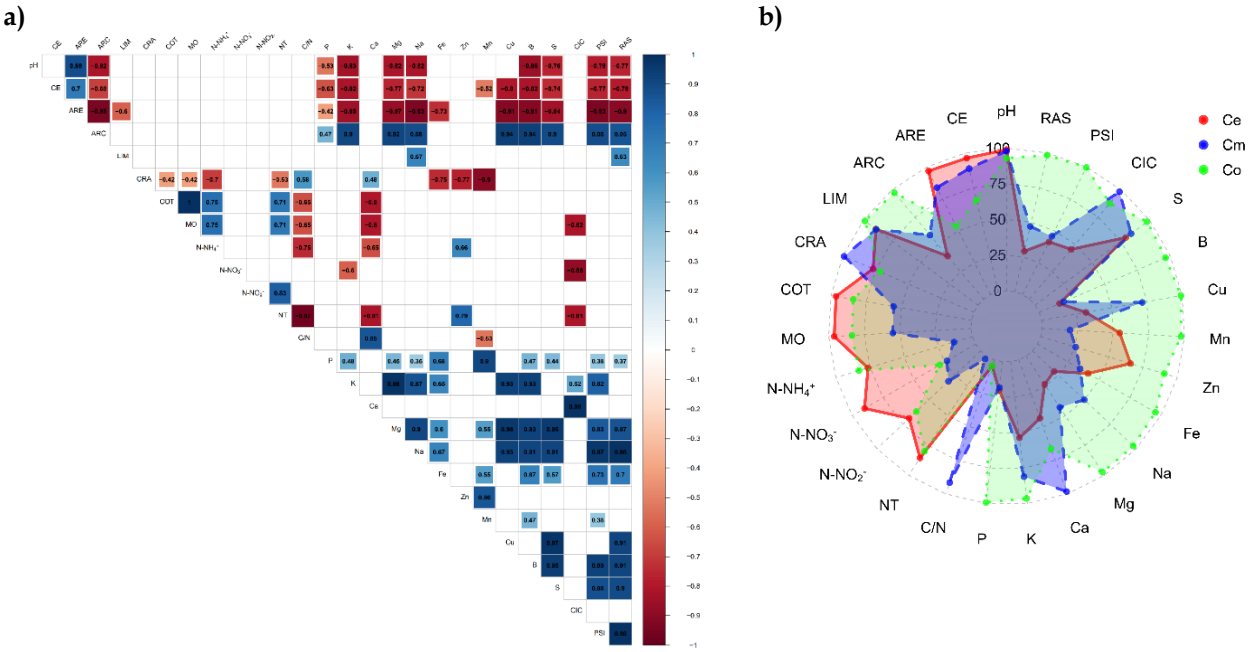


Figura 1. Matriz de correlación de Spearman (A), correlaciones positivas en azul, negativas en rojo, cuadros en blanco no presentaron correlaciones significativas ($p \leq 0.05$); Gráfica de radar de indicadores de suelos muestreados (B) escala en porcentaje.

CONCLUSIONES

Los suelos muestreados presentaron diferencias significativas entre los diversos indicadores analizados. Las condiciones actuales de los suelos representaron las tres etapas de su uso como suelos agrícolas: Ce (recuperación), Cm (degradado) y Co (uso agrícola intensivo). El suelo Ce presentó mejores condiciones respecto a contenido de MO y

compuestos nitrogenados, congruente con su etapa de recuperación bajo cultivo de alfalfa, sin embargo, es necesario un periodo mayor bajo el cultivo de alfalfa para observar una mayor recuperación en indicadores como CIC y CRA. El suelo Cm fue el de peor condición, ya que presento los contenidos menores respecto a MO, incluso encontrándose presumiblemente bajo tratamientos químicos para la reducción de sales y finalmente, el suelo Co actualmente bajo cultivo intensivo de maíz fue el que presentó una mayor proporción de macro y micronutrientes, congruente con posibles adiciones de fertilizantes químicos u orgánicos, con la finalidad de satisfacer las necesidades nutrimentales del cultivo. Los diferentes cultivos afectan principalmente la concentración de nutrientes en el suelo, debido a sus necesidades biológicas, sin embargo, el mayor impacto es generado principalmente debido a la administración y manejo del suelo. Los análisis empleados permitieron diferenciar la fertilidad de los suelos bajo diferentes manejos a partir de los cultivos empleados.

BIBLIOGRAFÍA

Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-513840-6.X5014-9

Bettinelli, M., & Baroni, U. (1991). A Microwave Oven Digestion Method for the Determination of Metals in Sewage Sludges by ICP-AES and GFAAS. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, *43*(1), 33–40. https://doi.org/10.1080/03067319108028117

Bremner, J. M. (2018). Nitrogen-Total. En D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, & M. E. Summer (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods* (pp. 1085–1121). https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c37

de Mendiburu, F. (2020). *agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. https://cran.r-project.org/package=agricolae

Hendrickx, J. M. H., Das, B., Corwin, D. L., Wraith, J. M., & Kachanoski, R. G. (2002). Relationship Between Soil Water Solute Concentration and Apparent Soil Electrical Conductivity. En J. H. Dane & G. C. Topp (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4* (pp. 1275–1282). Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4

Mahajan, G., Das, B., Morajkar, S., Desai, A., Murgaokar, D., Kulkarni, R., Sale, R., & Patel, K. (2020). Soil quality assessment of coastal salt-affected acid soils of India. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(21), 26221–26238. https://doi.org/10/gn4dp9

R Core Team. (2021). *R: language and environment for statistical computing*. R foundation for statistical computing.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2003). *NOM-004-SEMARNAT-2002*. Diario Oficial de la Federación. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=%20691939&fecha=15/08/2003

Thomas, G. W. (2018). Soil pH and Soil Acidity. En D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, & M. E. Summer (Eds.), *Chemical Methods* (pp. 475–490). Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c16

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An Examination of Different Methods for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, *37*(1), 29–38. https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003

Wei, T., & Simko, V. (2017). *corrplot: Visualization of a Correlation Matrix*. https://github.com/taiyun/corrplot

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. https://ggplot2.tidyverse.org

Yilmaz, E., & Sönmez, M. (2017). The Role of Organic/Bio–fertilizer Amendment on Aggregate Stability and Organic Carbon Content in Different Aggregate Scales. *Soil and Tillage Research*, *168*, 118–124. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.01.003

IMPORTANCIA DE LOS ANÁLISIS MULTIRESIDUAL DE PESTICIDAS EN LOS POLICULTIVOS EN LA REGIÓN DE ÚRSULO GALVÁN

Ignacio Garay Peralta[1 y 2]; Antonio Luna Díaz Peón[2]; Jesús Herrera Alarcón[1]; Alfredo Díaz Criollo[1]; Leira Carol Escudero Ramírez[1].

[1] Tecnológico Nacional de México Campus Úrsulo Galván. Carretera Cardel-Chachalacas km 4.5. Úrsulo Galván., Veracruz. México. CP. 91667.
[2] Centro de Investigaciones Atmosféricas y Ecológica Universidad Veracruzana. Sede: Banderilla., Veracruz. Calle Constitución No 5 Col. Centro., Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Zona Universitaria. Xalapa Veracruz., México. CP. 91000 ignacio.gp@ugalvan.tecnm.mx

RESUMEN

Hoy en día la cantidad de alimentos que se producen en el campo agrícola es cada vez más incierta debido a que no se tiene certeza en cuanto al proceso de producción agrícola, es decir no se conoce el manejo de las buenas prácticas agrícolas, ni tampoco de las de manufactura. Sin embargo, algunos se podrían preguntar qué tan recomendable o benéfico es conocer la procedencia de los alimentos, la respuesta es básica, debido a que es fundamental el conocer y saber que se han respetado los intervalos de cosecha en cuanto a la aplicación de agroquímicos se refiere. Mientras que los productos que no respetan estos intervalos pueden enfermar a la población, así como dañar la flora y fauna de los lugares de dónde se cultivan. Una alternativa para identificar que los suelos o los frutos están libres de la presencia de ingredientes activos, son los análisis multiresiduales de pesticidas, los cuales detectan aproximadamente 490 ingredientes activos, de acuerdo a la NOM-AA-105-1988.
El objeto de este estudio se centra básicamente en determinar si existe presencia de alguno de estos ingredientes activos, e identificar cuál de ellos es el que se encuentra, así como los efectos que tienen o daños que causa, con lo anterior también se pretende demostrar la hipótesis de que los suelos donde se tienen policultivos reducen la incidencia de ingredientes activos por el uso irracional de agroquímicos. Después de que se realizó el análisis multiresidual de pesticidas (por cromatografía de gases), el resultado fue que no se han detectado residuos significativos de pesticidas en la muestra analizada, por lo que se debe proporcionar este manejo, para seguir preservando el recurso del suelo y cuidar la salud de los individuos, así como el medio ambiente.

PALABRAS CLAVE: *agroquímicos; ingredientes activos; suelo.*

INTRODUCCIÓN

Hoy en día el uso irracional de agroquímicos, ha demostrado que es inadecuado y propicia la contaminación del suelo, alimentos, personas que lo aplican, así como para la alteración del equilibrio ecológico, en la actualidad existen estudios, investigaciones y reportes dónde se puede comprobar que enfermedades como: leucemia, cánceres, nacimientos con malformaciones, abortos, sólo por mencionar algunos, son consecuencia de estas acciones, (Moreno, 2017).

La contaminación de los suelos ha constituido una problemática de alcance global, debido a que la corteza terrestre es degradada a gran velocidad, lo anterior es ocasionado por las prácticas relacionadas a las actividades agrícolas, pues el exceso de productos químicos, así como la toxicidad de los mismo afecta considerablemente y de una manera muy acelerada contamina (Mantilla-Ballesteros & Garzon-Rueda, 2021).

Si a todo lo mencionado le agregamos la demanda de alimentos en una sociedad en constante crecimiento, nos daremos cuenta que se ha obligado a los sistemas productivos a llevar a cabo estrategias que permitan responder velozmente ante la problemática con la desnutrición, la falta de alimentos y la irregularidad o distribución proporcionada de recursos económicos en el mundo. Es por ello que en la actualidad los paquetes tecnológicos agrícolas se han expandido a todos los mercados del mundo con productos que favorecen el aumento en la producción de alimentos, en ocasiones sin medir las consecuencias que pueden traer para el ser humano o el medio ambiente, tan solo en el 2016 se produjeron cerca de 300 millones de toneladas de vegetales frescos y 33 millones de toneladas de fruta fresca (Quiceno-Rico, *et al.,* 2018).

Una alternativa podrían ser las buenas prácticas agrícolas (BPA) y las buenas prácticas de manufactura (BPM), debido a que son actividades involucradas en el proceso de producción de los cultivos, así como en el trasporte y colocación de los diferentes puntos de venta, es decir, que el producto esté disponible para el consumidor final, además de asegurar la inocuidad de los alimentos, la salud del consumidor, la protección del medio ambiente y las condiciones laborales del personal que laboran en las diferentes unidades de producción, sin embargo para poder cumplir con esto se debe certificar ante SENASICA para poder exportar productos agrícolas (Bernal, 2010).

Actualmente, existe una tendencia por parte de las autoridades fitosanitarias a exigir inocuidad en los alimentos, esto es con la intención de garantizar la salud de los consumidores por los productos químicos utilizados en la producción primaria de alimentos. Los plaguicidas y específicamente los ingredientes activos que derivan de la aplicación o uso irracional de estos productos se pueden encontrar en el suelo o en alguna parte vegetativa del cultivo (Codex Alimentarius, 2016).

El CODEX Alimentarius, organismo internacional integrado por expertos de la Organización Mundial para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y la Organización Mundial de la Salud (OMS), ha elaborado un compendio de normas alimentarias aceptadas internacionalmente y presentadas de forma uniforme. El objetivo de estas normas es proteger la salud del consumidor y asegurar la aplicación de prácticas equitativas en el comercio de alimentos (Pérez, s.f).

Dentro de las normas oficiales mexicanas referentes a suelos podemos encontrar las siguientes: NOM-004-SEMARNAT-2002, NOM-053-SEMARNAT-1993, NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002, NOM-133-SEMARNAT-2000, NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, NOM-141-SEMARNAT-2003, NOM-002-SCT/2003 y NOM-052-SEMARNAT-2005, esto es importante de saber debido a que aquí podemos encontrar los máximos límites permitidos para la determinación de ingredientes activos (Diario Oficial de la Federación, 2002).

La actividad agrícola involucra el uso de muchos plaguicidas especialmente en países en desarrollo, donde existen débiles regulaciones en cuanto a su uso y residualidad en

alimentos. El uso descontrolado de estos productos químicos ha provocado una contaminación generalizada en distintos ambientes, lo cual ha potencializado la exposición humana a dichos compuestos generando impactos negativos a la salud (Elizarragaz-De La Rosa *et al.*, 2018).

Por lo anterior, la importancia de la presente investigación, de realizar el Análisis Multiresidual de Pesticidas con la intención de comprobar que los suelos se encuentran libres de ingredientes activos de agroquímicos en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del proyecto

El área donde se desarrolló este proyecto en las instalaciones del Tecnológico Nacional de México Campus Úrsulo Galván (TecNM Campus Úrsulo Galván), el cual se encuentra ubicado en las coordenadas 19° 24 48.91" latitud norte y 96° 21´ 09.10" longitud oeste, a una altura de 9 metros sobre el nivel del mar en el municipio de Úrsulo Galván, Veracruz, México.

Muestreo de suelos

El muestreo empleado fue un 5 de Oros, debido a que la superficie fue de 0.5 ha^{-1}, las dimensiones del área de estudio son de 50 m al norte y al sur, mientras que 100 m al este y oeste, se utilizó dicho método debido a que el procedimiento considera recabar una muestra compuesta conformada por cinco o seis sub-muestras. Para colectar las muestras primero se seleccionan los sitios de las extracciones en la parcela basándose en las recomendaciones para muestreo tradicional, las cuales consideran como sitio homogéneo aquél con el mismo manejo, cultivo, color, drenaje y topografía (Roberts y Henry, 2000); se extrajeron 4 puntos de las esquinas y uno del centro del área de estudio. Para obtener la muestra se realizó lo siguiente: con un cavahoyos, se colecto la sub-muestra a una profundidad de 30 cm, posteriormente el suelo colectado se depositó en una cubeta y se aplicó la técnica del cuarteo, para mezclar homogéneamente el suelo, así como recabar la cantidad requerida, este procedimiento se realizó en todos los puntos. Posteriormente se envió la sub-muestra al laboratorio de Agrolab® (ubicada en la ciudad de Pachuca, Hidalgo).

Análisis multiresidual de pesticidas

Las legislaciones se basan en el cumplimiento los Límites residuales Máximos (MRLs por sus siglas en inglés) en alimentos, plantas o suelo, esto es, la máxima concentración a la cual un plaguicida no representa riesgo a la salud humana. Estas concentraciones son legalmente permitidas, y en su mayoría son reguladas desde 0.01 partes por billón ($g*kg^{-1}$, hasta concentraciones de partes por millón (mg kg^{-1}) dependiendo del gobierno de cada país, para un gran número de plaguicidas en productos alimenticios, (CEPAL, 2010).

El laboratorio de Análisis Técnicos S.A de C.V. de Pachuca Hidalgo., México (Agolab ®), realizó las pruebas por medio de cromatografía de masas y líquidos, para los 490 ingredientes activos que determinaron.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se puede apreciar que algunos de los diferentes ingredientes activos que se analizaron para su determinación, sí existe la presencia de algún ingrediente activo, es importante mencionar que sólo se presenta un ejemplo de los diferentes reactivos debido a que se analizaron 490 ingredientes. Es importante visualizar cómo los resultados obtenidos salen por debajo de los límites que utiliza el cromatógrafo de gases para su comparación (cuadro 1).

De acuerdo con Limachi Mamani *et al.* (2016), se obtienen resultados distintos debido a que ellos encontraron la presencia de al menos 10 plaguicidas en sus muestras de suelos. Entre los productos identificaron que estos corresponden a los grupos de Carbamatos, piretroides, un organofosforado, organoclorados, avermectin y derivado de triazinas, los cuales fueron utilizados como insecticidas, fungicidas, herbicidas en los cultivos de maíz y soya. Mientras que Ramírez *et al.* (2017). También encontraron incidencia de organofosforados en sus análisis realizados. Posiblemente como nosotros trabajamos en policultivos, es debido a ello la diferencia en resultados, así como en la cantidad aplicada, pues en nuestro experimento se realizan más actividades manuales que aplicación de agroquímicos.

Análisis	Cantidad permitida para calibración mg/kg (ppm)	Cantidad obtenida en mg/kg (ppm)	Análisis	Cantidad permitida para calibración mg/kg (ppm)	Cantidad obtenida en mg/kg (ppm)
1-Naphtol	0.010	< LCL	Azinphos-Methyl	0.005	< LCL
2, 4-D Methyl ester	0.010	< LCL	Azoxystrobin	0.010	< LCL
2,3 Dihydro-2,2 dimethylbenzofuran 7-ol	0.020	< LCL	Benalaxyl	0.010	< LCL
2,6 Dichlorobenzonitrilo	0.010	< LCL	Bendiocarb	0.010	< LCL
2,6-Dichlorobenzamide	0.005	< LCL	Benfluralin	0.010	< LCL
3,4 Dichloroaniline	0.010	< LCL	Bensulide	0.005	< LCL

3-Hydroxy carbofuran	0.005	< LCL	Bensultap*	0.005	< LCL
Abamectin	0.005	< LCL	Benthiavalicarb-isopropyl	0.005	< LCL
Acephate	0.005	< LCL	Benzoximate	0.005	< LCL
Acetamiprid	0.005	< LCL	BHC lindane alpha	0.010	< LCL
Acetochlor	0.005	< LCL	BHC lindane beta	0.010	< LCL

LCL = Lowest Calibration Level (Nivel Mínimo de Calibración) Fuente: propia

CONCLUSIONES

Basado en los resultados obtenidos se puede concluir que en un primer momento es muy importante realizar al menos un análisis multiresidual de pesticidas al suelo, así como a los cultivos que producimos con la finalidad de saber que los alimentos se encuentran libres de ingredientes activos.

El análisis evidenció que no se encuentra presencia de ingredientes activos en el suelo, lo cual resulta muy benéfico, dado que el manejo que se le está proporcionando al cultivo es óptimo y que los productos que en éste se produzcan, no dañan a la salud humana y tampoco al medio ambiente.

Si se es amigable con el medio ambiente en los diferentes sistemas productivos, permite incrementar la cantidad de flora y fauna debido a que no se utilizan productos agresivos, además de que se aplica la sustentabilidad y el buen manejo de los cultivos.

Finalmente, la implementación de este tipo de sistemas con este manejo beneficiará a la región de Úrsulo Galván, Veracruz, debido a que no se contaminarán los suelos por presencia de ingredientes activos y se conservará y garantizará la producción de alimentos inocuos y el cuidado con el medio ambiente, así como con la producción sustentable.

Se propone comparar los resultados obtenidos en esta investigación con las parcelas donde se cultiva caña de azúcar, a fin de comparar como se encuentran esos suelos en relación a la presencia de ingredientes activos y obtener información que sirva como fundamento para discutir si los suelos que se tienen en la región se encuentran con la presencia de ingredientes activos mediante los análisis multiresiduales de pesticidas.

AGRADECIMIENTO

Al Tecnológico Nacional de México por el financiamiento del proyecto de investigación: Clave: 10205.21-P.

BIBLIOGRAFÍA

Diario Oficial de la Federación (2002) *NOM-004-SEMARNAT-2002*. Available at: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003 (Accessed: 12 December 2021).

Bernal, G. (2010). Las buenas prácticas agrícolas (BPA) desde la perspectiva de la microbiología de suelos. In *XII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Santo Domingo*.

CEPAL. (2010). Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Información del Observatorio del Control Aduanero de las Importaciones (OCAI). http://www.cepal.org/washington/ noticias/noticias/1/39811/report_may_2010.pdf

Codex Alimentarius Comission. (2016). Pesticide residues in food and feed. http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/standards/pestres/en/ [Last checked December 10th 2018].

Elizarragaz-De La Rosa, D., Alonso-Segura, D., Alcantar-Rosales, V. M., Heras-Ramírez, M. E., Lugo-Melchor, O. Y., & Gaspar-Ramírez, O. (2018). ANALISIS MULTI-RESIDUAL.

Limachi Mamani, J., Mollinedo Portugal, P. A., & Peñarrieta Loría, J. M. (2016). *Extracción e identificación de multi-residuos de plaguicidas en suelos por cromatografía líquida con detector de espectrometría de masas (LC-MS/MS)* (Doctoral dissertation, Universidad Mayor de San Andres. Facultad de Ciencias Puras y Naturales. Carrera Ciencias Químicas). Disponible en http://repositorio.umsa.bo/xmlui/handle/123456789/18151.

Mantilla Ballesteros, M. L., & Garzon Rueda, L. D. (2021). Alternativas para el proceso de recuperación de suelos contaminados por el uso de agroquímicos en el cultivo del tomate en el municipio de Gramalote departamento Norte de Santander Colombia.

Moreno, N. M. (2017). Agrohomeopatía como alternativa a los agroquímicos. *Revista Médica de Homeopatía*, *10*(1), 9-13.

Mexicana, N. O. NOM-052-SEMARNAT-2005. *Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos*.

Pérez, M. N. (s.f). PLAGUICIDAS EN ALIMENTOS.

Quiceno Rico, J. M., Mora, G., Barrera Bello, E., Estrada, E. M., Gómez, D. D., Cardona Bermúdez, L. M., & Jiménez Catagena, C. (2018). Pesticidas, residualidad y períodos de carencia: aplicaciones en el cultivo del aguacate.

Roberts, T. L., & Henry, J. L. (2000). El muestreo de suelos: los beneficios de un buen trabajo. *Informaciones agronómicas del cono sur. INPOFOS*, *8*, 7-10.

Ramírez, G. T., Carbone, D. R., Vivas, S. G., & Vásquez, S. J. (2017). Residuos de plaguicidas organofosforados en suelos del municipio José María Vargas, Táchira-Venezuela. Residues of organophosphorus pesticides on soils of José María Vargas municipality, Táchira. Disponible en https://core.ac.uk/outputs/401545700.

EVALUACIÓN AMBIENTAL DE OBRAS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE SUELOS EN BOSQUES TEMPLADOS

Lorena Amador Sierra*[1]; Gustavo Pérez-Verdín[1]; María Elena Pérez López[1]; Isaías Chairez Hernández[1]; José Ángel Prieto Ruíz[2]

[1]Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional (IPN). Sigma 119, 20 de noviembre II, C.P. 34220 Durango, Dgo., México.
[2]Universidad Juárez del Estado de Durango. Facultad de Ciencias Forestales. Río Papaloapan s/n, Valle del Sur, C.P. 34120 Durango, Dgo., México. lamadors2000@alumno.ipn.mx

RESUMEN

Las cárcavas son producto de la erosión hídrica y deben ser controladas para evitar erosión, pérdida de nutrientes y azolvamiento de presas para almacenamiento de agua. Las presas filtrantes son estructuras utilizadas para controlar lo anterior. En este proyecto se realizó una caracterización física de presas filtrantes y se analizó el efecto del manejo forestal en el azolve retenido por estas. Se determinó el valor económico de las presas filtrantes por la acción de retener el suelo en la parte alta de la cuenca. El trabajo se desarrolló en bosques templados del noroeste de Durango. Se evaluaron presas de piedra, morillos y llantas, se delimitaron microcuencas de captación de agua en las presas para cuantificar la densidad de arbolado aledaño a la presa. Los resultados indicaron que la superficie total es de 11.59 ha, en la cual se encontraron 79 presas filtrantes, con 265.05 m^3 de azolve retenido en ellas. Se concluyó que las presas filtrantes provocaron beneficio ambiental al reducir la erosión hídrica del suelo en las microcuencas; los materiales más utilizados para su construcción fueron las piedras, seguido de morillos y finalmente las llantas, siendo las construidas con este material las más eficientes. El factor más influyente en la retención de sedimentos resultó ser la vegetación, ya que cuando incrementó esta, el volumen de azolve disminuyó.

PALABRAS CLAVE: *azolves; cárcavas; erosión; presas filtrantes; vegetación.*

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales más graves a nivel mundial es la erosión del suelo, derivada en la pérdida progresiva de suelo y nutrientes, que afecta su potencial biológico (Castelán et al., 2017). Existen varios tipos de erosión: la antrópica, cuando el causante es la actividad hombre; la eólica, cuando la causa es el viento y la hídrica, ocasionada por el agua, que es un agente muy significativo de erosión ocasionando cárcavas en niveles de degradación severa (Díaz, 2011).

Las acciones para controlar la formación de cárcavas (Berrio et al., 2019) incluyen construir presas filtrantes, que son estructuras colocadas transversalmente a la dirección del flujo de la corriente (López et al., 2003), que incrementan la infiltración del agua, reducen la

erosión hídrica, estabilizan el fondo y longitud de la cárcava y favorecen el desarrollo de especies vegetales (Callata, 2018).

La importancia de estudiar las presas filtrantes radicó en que se conocía el valor económico que conlleva la construcción de las obras de control de cárcavas en campo, no así el valor ambiental de dichas estructuras. Por lo anterior, se requería generar conocimiento ambiental del rol que tienen estas obras.

Como antecedentes de trabajos anteriores se encontraron distintas evaluaciones de presas filtrantes de piedra, malla de alambre, piedra, costales de arena y de gaviones (Muñoz, 2006; Mejía et al., 2007; Rodríguez Rodríguez, 2008; Arriaza, 2016) en las que se describieron los procesos de construcción y sus funciones en campo. En estas investigaciones se concluyó su eficiencia para la restauración de los predios degradados aunado a acciones de siembra de pastos y regeneración natural.

Para dar cumplimiento a la presente investigación, se establecieron como objetivos realizar una evaluación ambiental de las obras de conservación y restauración de suelos a través de la caracterización de las presas filtrantes presentes en bosques templados de pino encino, así como describir los efectos del manejo forestal (volumen de la vegetación y cobertura de copa) en la cantidad de sedimentos retenidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en el municipio de Santiago Papasquiaro en el noroeste del estado de Durango. Las presas filtrantes evaluadas se encontraron en las siguientes poblaciones: Los Altares, Bajíos del Pinto, Ciénega de Salpicalagua, El Cambray, Garame de Abajo, San Nicolás de Arriba, San José de la Chaparra, Silvestre Revueltas y Laguna de la Chaparra, las cuales forman parte de los bosques templados del estado y su composición es bosque de pino-encino y pino-táscate. Es importante mencionar que se realizó censo de las presas encontradas en las localidades anteriores en la anualidad 2021.

Para la caracterización física de las estructuras, se recabaron datos como ancho, profundidad y longitud de estas, material de construcción, año y programa de apoyo con el que se ejecutaron, coordenadas y pendiente. Posteriormente, se delimitó una microcuenca alrededor de cada cárcava con ayuda el GPS, tomando como criterio el parteaguas de la microcuenca que alimenta de agua a la cárcava, para levantar un inventario del arbolado existente, se tomaron datos para calcular el área basal y volumen de la vegetación. Los equipos utilizados fueron GPS, flexómetro, Clinómetro de Suunto, una varilla metálica, pala y formatos.

Para calcular el volumen de azolves se dividió la figura frontal de la presa en triángulos y rectángulos para calcular el área de cada uno de ellos, se sumaron sus áreas para obtener el área de la figura frontal, se utilizó la ecuación de volumen del prisma asimétrico donde se multiplica el área obtenida por la longitud del sedimento y se dividió entre tres. El análisis de datos se hizo con el programa STATISTICA versión 7 (2007), en el cual se hicieron

correlaciones, diagramas de dispersión y ANOVA; a los valores de vegetación se les aplicó el logaritmo natural para incrementar la normalidad de los datos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 se muestra un resumen de la caracterización general de las presas filtrantes, donde se exponen datos como el nombre de los predios y el número de presas, las áreas de las microcuencas, material de construcción de las presas y su año de ejecución, pendiente y precipitación en promedio y sus coordenadas de ubicación.

Cuadro 1. Resumen de la caracterización general de las presas filtrantes.

No. de presas	Predio	Área de la microcuenca (MC) (ha)	Material de la presa	Año de ejecución	Pendiente (°)	Coordenadas		Precipitación (mm)
						X_UTM	Y_UTM	
7	Altares	0.3599	Piedra	2018	2.5	407485	2764844	1100
4	Altares	0.3714	Piedra	2018	2.5	407472	2764733	1100
3	Altares	0.1516	Morillos	2018	2.5	410189	2765884	1100
3	Ciénega de Salpicalagua	5.2858	Piedra	2013	18.7	423270	2767070	1100
5	Ciénega de Salpicalagua	1.4012	Piedra	2013	20.5	423300	2767077	1100
12	Bajíos del Pinto	0.359	Piedra	2018	2.5	433044	2763084	1000
8	El Cambray	1.3931	Piedra	2013	12	436296	2774447	900
3	El Cambray	0.1266	Morillos	2013	17.5	435829	2774988	900
4	Laguna de la Chaparra	0.1585	Piedra	2018	22.5	434893	2771787	900
3	Laguna de la Chaparra	0.2583	Piedra	2013	22.5	431513	2774985	900
5	San Nicolás de Arriba	0.1121	Piedra	2014	5.5	437285	2752606	1100
3	San Nicolás de Arriba	0.0638	Piedra	2014	4.1	436378	2751095	1100
4	San José de la Chaparra	0.048	Piedra	2013	20	425690	2764355	1100
1	San José de la Chaparra	0.0822	Morillos	2013	2.5	428445	2765987	1100
11	Silvestre Revueltas	1.1418	Morillos	2014	24.7	438016	2770150	700
3	Garame de Abajo	0.2778	Llantas	2014	7.5	446922	2763423	550

En las 11.59 ha correspondientes a las microcuencas se construyeron 42.77 m^3 de presas de piedra acomodada, 18.41 m^3 de presas filtrantes de morillos y 3.20 m^3 de presas filtrantes de llantas, las cuales retuvieron 265.05 m^3 de sedimentos. Las presas de piedra se construyeron con más frecuencia (58), posteriormente de morillos (18) y solo tres presas de llantas, debido a la disponibilidad de material presente en las áreas (CONAFOR, 2018), específicamente, las llantas se utilizaron en áreas donde no había en existencia algún otro material de construcción para las presas.

Las llantas representaron el material de construcción más efectivo al retener más azolve (Figura 1), se dedujo que al ser menos poroso que las piedras y morillos, no degradarse con rapidez y con menos espacios abiertos entre sí al ser más anchas y de tamaño más regular, redujeron el paso de sedimentos, por lo que su nivel de captación fue mayor. Lo anterior se reforzó con la diferencia de medias, que indicó que entre las presas de piedras y morillos (A) no hay diferencias significativas, mientras que las presas elaboradas de llantas (B) sí se diferenciaron de las dos anteriores reteniendo más toneladas de azolve.

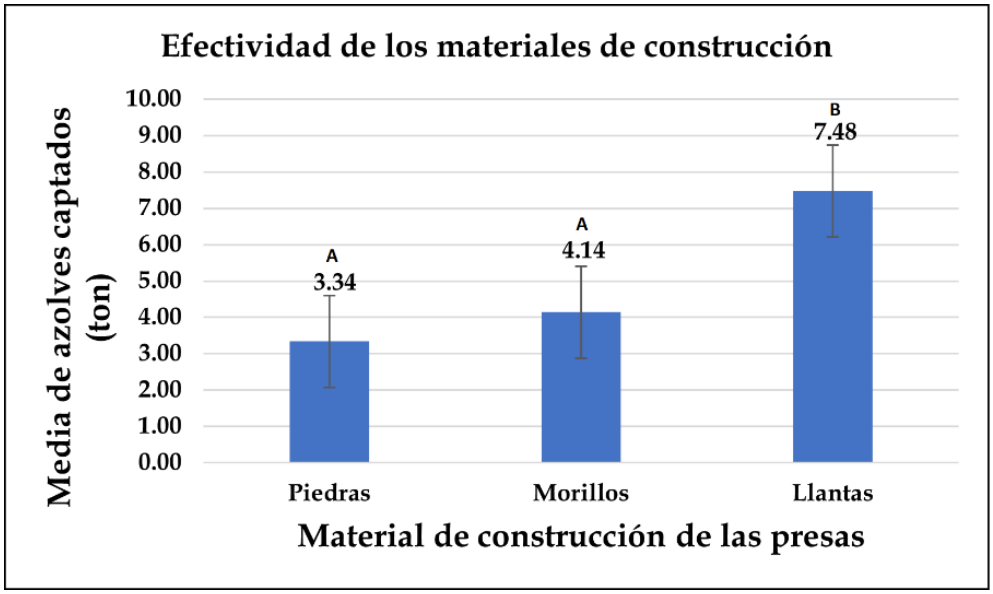


Figura 1. Eficiencia de los materiales de construcción de presas filtrantes.

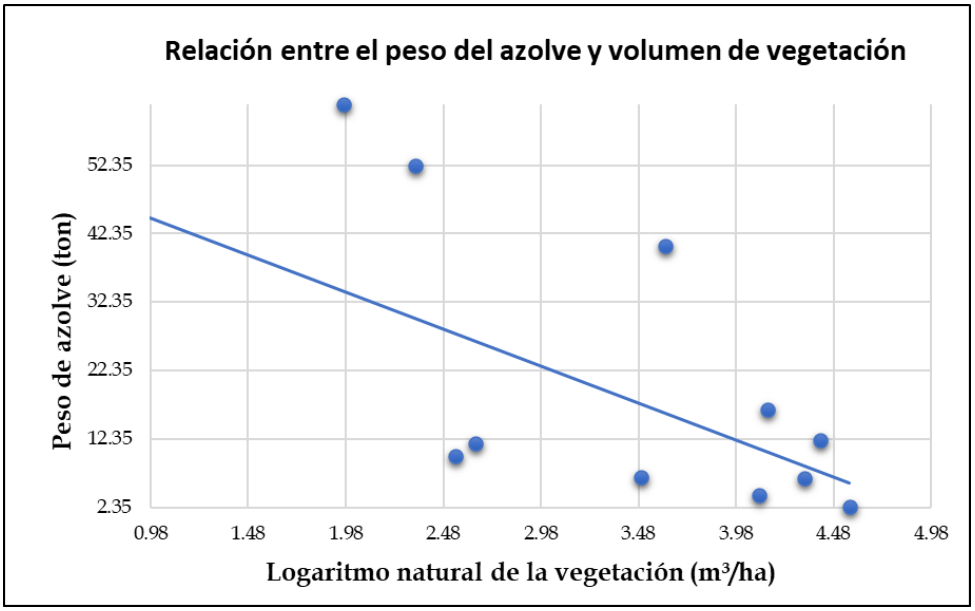


Figura 2. Diagrama de dispersión del peso del azolve y el volumen de vegetación.

La relación entre el azolve y el volumen de vegetación, resultó inversamente proporcional; al aumentar el volumen de vegetación el azolve disminuyó, igualmente con la cobertura de copa (Figura 2), debido a que el escurrimiento pluvial no arrastró con facilidad las partículas de suelo ya que se aglutinaron con las raíces y su retención fue mayor; además al caer las gotas de lluvia, no incidían directamente en el suelo, sino que lo hacían primero en las copas de los árboles, minimizando el impacto del agua y la separación de los agregados disminuyendo la erosión, según lo reportado por González-Hidalgo (1998). Por lo tanto, la relación erosión-vegetación se consideró como un agente particular del amplio conjunto de vinculaciones entre suelo y vegetación (García-Fayos, 2004).

CONCLUSIONES

El beneficio ambiental de establecer presas filtrantes en áreas degradadas es que se reduce la erosión por la retención de azolves; para la construcción de dichas presas filtrantes el material más utilizado en el proyecto son las piedras, seguido de los morillos y finalmente las llantas, este último material resulta ser el más eficiente en cuanto a la retención de azolves, seguidas de morillos y las piedras. Referente a los factores que más inciden en el peso de sedimentos retenido en las presas son el volumen de vegetación y la cobertura de copa.

AGRADECIMIENTOS

En especial a los directores y asesores del proyecto 20210692 Estimación de la retención de sedimentos en obras de conservación de suelos forestales, al CIIDIR IPN Unidad Durango, al CONACYT (No. de apoyo 782165), a la UAF Santiago Papasquiaro y a las mesas directivas de las localidades visitadas.

BIBLIOGRAFÍA

Arriaza, A. (2016). Escurrimiento superficial en pequeñas áreas de aporte de la cuenca Coatán y propuestas para su ordenación agrohidrológica. Tonalá, Chiapas: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

Berrio, L., Villegas, C., y Arango, S. (2019). Interaccines de doble vía y modelación de las relaciones humano-naturaleza, una aplicación en los Andes Colombianos. Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Editor, y R. M. Cuencas.

Callata, J. (2018). Estructuras para el control de inundaciones. Universidad Alas Peruanas. Facultad de Ingenierioas y Arquitectura. Perú, Puno, Perú: UAP-Filial Puno.

Castelán, R., López, C., Tamariz, J., y Linares, G. (2017). Erosión y pérdida de nutrientes en diferentes sistemas agrícolas de una microcuenca en la zona periurbana de la ciudad de Puebla, México. Terra Latinoamericana, 2-8.





CONAFOR. (2018). Protección, restauración y conservación de suelos forestales. Manual de obras y prácticas (5a. ed.). Zapopan, Jalisco.

Díaz, C. (2011). Alternativas para el control de la erosión mediante el uso de coberturas convencionales, no convencionales y revegetación. Ingeniería e investigación. 31(3), 80—90.

García-Fayos, P. (2004). Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. En F. Valladares, & I. 84-8014-552-8 (Ed.), Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (págs. 309—334). Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A.

González-Hidalgo, J. (1998). Los procesos de erosión del suelo: Hechos, Mitos y Paradojas. Geographicalia, 47—65.

López, J., Beguería, S., y García, J. (2003). Efecto de los embalses en el control de avenidas en el Pirineo Central Español. Geographicalia, 54—74.

Mejía, J. H., Hernández, F., Graciano, J., y Cruz, F. (2007). La EUPS en la evaluación de obras de conservación de suelos en Durango. (U. T. León., Ed.) Reaxxion. Ciencia y tecnología universitaria.

Muñoz, G. (2006). Erosión Hídrica en la microcuenca San Pedro Huimilpan: Valoración Integrada para su Control (Vol. 1). Querétaro, Qro.: Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales.

Rodríguez Rodríguez, H. (2008). Recuperación y conservación de suelos mediante presas de control de azolves, en la cuenca de Burgos. Universidad Autónoma de Tamaulipas, Unidad Académica Multidisciplinaria de Agronomía y Ciencias. México, D.F.: Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto No. CJ068.

EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN LA ZONA COSTERA DE COATZACOALCOS, VERACRUZ

Sergio Geovanni Morales Morales[1]; María del Carmen Cuevas Díaz[1]; Israel de Jesús López Prieto[1]; Ángeles Martínez Toledo[2]; Oswaldo Guzmán López[1]; Hugo Pérez Pastenes[1]

[1]Facultad de Ciencias Químicas campus Coatzacoalcos, Universidad Veracruzana, Av Universidad Veracruzana s/n, Col. Santa Isabel, 96538 Coatzacoalcos, Veracruz, México. [2]Facultad de Medicina-Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Coordinación para la Aplicación de la Ciencia y la Tecnología (CIACyT-CIAAS), Av. Sierra Leona 550-2ª, Lomas de San Luis, 7820 San Luis Potosí, México. ccuevas@uv.mx

RESUMEN

La creciente cantidad de residuos de plásticos en los ecosistemas constituye un grave problema de salud ambiental. El objetivo de este trabajo fue evaluar el tipo y concentración de microplásticos presentes en la zona costera de Coatzacoalcos, Veracruz. Se seleccionaron nueve playas de la zona costera, en cada lugar se realizó un muestreo de microplásticos en transectos en marea alta y baja. La separación y extracción se realizó mediante un tamizado y después por diferencia de densidad con una solución saturada de NaCl, la clasificación se realizó visualmente por color, forma, tamaño y abundancia. En marea alta de la Playa Guillermo Prieto se encontraron los valores más altos (3577 NMP/m^2), mientras que los menores (477 NMP/m^2) fueron para los sitios Jicacal en marea alta y la Paloma, en marea baja. De todos los microplasticos detectados, el 51% pertenece a los microplásticos primarios (pellets y partículas) y el 49% a los microplásticos secundarios (fibras, espumas y otros). En las playas de Guillermo Prieto y Colorado es en donde se encontró más de microplásticos primario. La clasificación por tamaño de pellets indicó que el tamaño predominante fue de 3 a 4 mm de color ámbar con incrustaciones. La alta abundancia de este tipo de microplásticos se debe a la actividad industrial que existe en la región sur del Estado de Veracruz, por lo tanto, es necesario un manejo integral de residuos entre la industria y el municipio para minimizar su vertimiento de este residuo a los ecosistemas marinos.

PALABRAS CLAVE: *contaminación; partículas; pellets; playa; polímeros*

INTRODUCCIÓN

La diversidad de los polímeros y la versatilidad de sus propiedades facilitan la producción de una amplia gama de productos plásticos que aportan beneficios sociales (Andrady y Neal, 2009). Actualmente, la producción mundial de plásticos supera los 350 millones de toneladas (TM) por año, de los cuales, más del 40% se utilizan como envases de un solo uso (Europe, 2019). El empleo cada vez mayor de plásticos crea un problema de residuos, el plástico representa cerca del 10% de los residuos generados, del cual solo una parte se recicla y otra se desecha en vertederos. Los residuos plásticos representan una amenaza al distribuirse en los ecosistemas, al absorber productos químicos tóxicos y al degradarse a microplásticos que posteriormente pueden integrarse a la biota terrestre y

acuática (Barnes *et al*., 2009). Representando así un serio problema de salud pública (Toledo, 2019). En la zona conurbada de Coatzacoalcos, Álvarez et al. (2020b) reportaron la presencia de microplásticos donde se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de estos en las zonas cercanas a las descargas de aguas residuales y en las alejadas. El presente trabajo tuvo por objetivo identificar y cuantificar la presencia de microplásticos en la zona costera de Coatzacoalcos, Veracruz, con la finalidad de brindar información para la regulación y monitoreo ambiental de este tipo de ecosistemas.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se ubicó en las costas de Coatzacoalcos, Ver., con latitud 18°12'43'' N, longitud 94°36'35.6'' O hasta latitud18°10'34.7'' N, longitud 94°17'24.6'' O, dividida en nueve playas. Se tomaron 18 muestras en el área antes indicada durante los meses noviembre-diciembre, en temporada de lluvia, en zonas de alta y baja marea. Para ello, se trazó un transecto de 15 m, dividiendo en cuadrantes de 5 m, en donde se recolectaron muestras, mediante un cuadrado de 50 cm x 50 cm a una profundidad de 0-3 cm, las muestras de 2 a 3 kg de suelo se depositaron en bolsas de plástico para su traslado al laboratorio, en donde se almacenaron en refrigeración a 4 °C hasta su procesamiento. Posteriormente se secaron a 105° C durante 24 h y tamizaron con las mallas de 5 y 0.5 mm. La separación de la arena y microplásticos se realizó utilizando la diferencia de densidad, para lo cual se utilizó una solución saturada de NaCl. Las fracciones de 0.5 y 5 mm se depositaron en un vaso de precipitados adicionando 200 mL de solución hipersalina de NaCl, agitando y dejando en reposo durante 30 min. El sobrenadante fue filtrado al vacío en un filtro de nitrocelulosa de 0.45 µ (Liu *et al*., 2018; Álvarez *et al*., 2020a). En la identificación visual de microplásticos se utilizó un estereoscopio, separando con pinzas y clasificando según su forma. Para la clasificación de color solo se consideraron los pellets. Por su forma se clasificaron en pellets, fibras, fragmentos, espumas y películas y otros (Laglbeuer *et al*., 2014), reportando la abundancia de ellos. La concentración de microplásticos es expresada en unidades de número de microplástico por metro cuadrado (NMP/m^2). Esta se calcula dividiendo el número de microplasticos extraídos en un punto de muestreo sobre el área del cuadrante. Se utilizó una prueba de chi cuadrada para comprobar la distribución de los microplásticos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A lo largo de todos los sitios de muestreo se encontraron 247 partículas microplásticas. En donde se observó una gran variabilidad en el NMP con respecto al sitio muestreado. Las mayores concentraciones fueron halladas en las playas del Ejido de Colorado y las playas del ejido de Guillermo Prieto. Es interesante notar que los NMP encontrados en zonas de marea alta es mayor hasta un 60% en comparación con las zonas de marea baja. En la figura 1 se muestran los resultados obtenidos de la caracterización de microplásticos. Los esfuerzos realizados para monitorear la presencia de microplásticos en las playas del Estado de Veracruz son muy escasos e inexistentes. Sin embargo, un estudio realizado por Álvarez *et al*. (2020b), en las playas de Coatzacoalcos, Veracruz se tomaron muestras en cuatro puntos con el objetivo de determinar la presencia de microplásticos en zonas cercanas y alejadas a las descargas de aguas residuales. Ellos encontraron que cerca de dos desagües de aguas

residuales el promedio osciló en 285 y 313 NMP/m² respectivamente, en contraste con nuestros resultados donde se encontraron concentraciones de hasta 1192 NMP/m² dentro de las playas que comprenden al municipio de Coatzacoalcos. La diferencia entre los resultados puede deberse a las diferentes metodologías empleadas para llevar a cabo el muestreo, extracción y cuantificación de microplásticos. Es importante resaltar que aún no existe un proceso estandarizado para poder medir los microplásticos en zonas de playa.

Respecto a la clasificación de los microplásticos, estos provienen de fuentes primarias y secundarias. Generalmente los microplásticos primarios son los que desechan directamente a los ecosistemas. En este caso en particular, los microplásticos primarios encontrados en las playas son atribuidos a los pellets, que se sospecha que su presencia es debida a la actividad industrial. Por otro lado, los microplásticos secundarios son los que se generan por el fraccionamiento o degradación de residuos plásticos de mayor tamaño tales como, las botellas, bolsas, y telas (Crawford *et al.*, 2017). De las cuales se identificaron fibras, fragmentos, espumas y otros polímeros. En la figura 2 se muestra la clasificación de microplásticos con respecto a su tipo. La fracción de microplástico primario en este trabajo fue del 49% mientras que la del secundario fue de 51%, en donde la mayor concentración de microplástico primario se detectó en las playas Guillermo Prieto y Colorado que son lugares que se encuentran a pocos kilómetros de la industria petroquímica y a que en las otras playas reciben limpieza y mantenimiento de forma constante. Este hallazgo refuerza la idea de que la industria juega un papel importante como fuente de su generación y que es necesario implementar un control que permita minimizar la presencia de estos, en los ecosistemas marinos. Respecto a los microplásticos secundarios, las principales fuentes son las actividades recreativas y de turismo que se realizan en las playas. En donde no existe una adecuada gestión de residuos sólidos. Además de que una parte importante es atribuida a los residuos plásticos que son vertidos por las descargas de aguas residuales y pluviales que hay en algunos puntos en las playas de Coatzacoalcos (Álvarez *et al.*, 2020b).

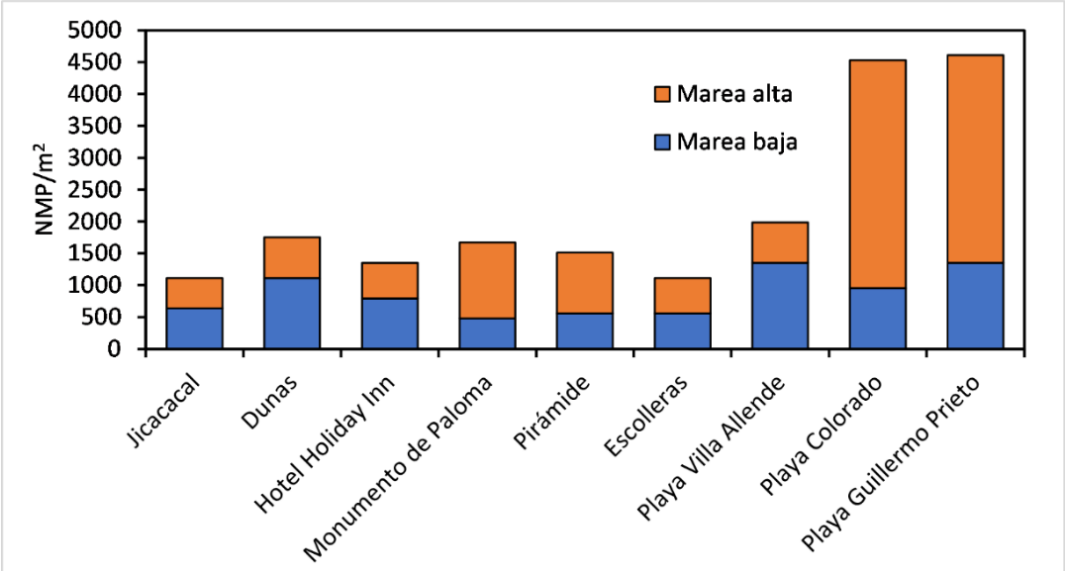


Figura 1. Caracterización de microplásticos en playas de Coatzacoalcos, Veracruz

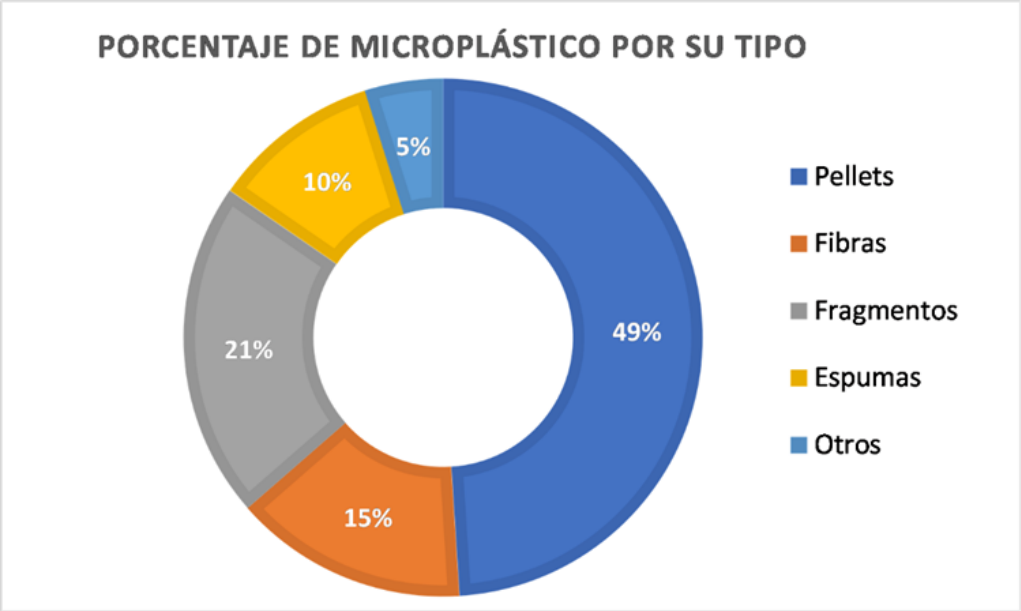


Figura 2. Clasificación de microplásticos de acuerdo con su tipo

Debido a que en todos los sitios muestreados se encontraron microplásticos, se realizó una tabla de contingencias con la finalidad de realizar una prueba de chi cuadrada para comparar la distribución esperada contra la distribución observada. En la figura 3 se muestra una figura de caja con bigotes en donde se comparan todas las distribuciones en todos los sitios de muestreo. El valor p obtenido en la prueba indica que existe una diferencia significativa entre las distribuciones de microplásticos encontrados en todas las playas.

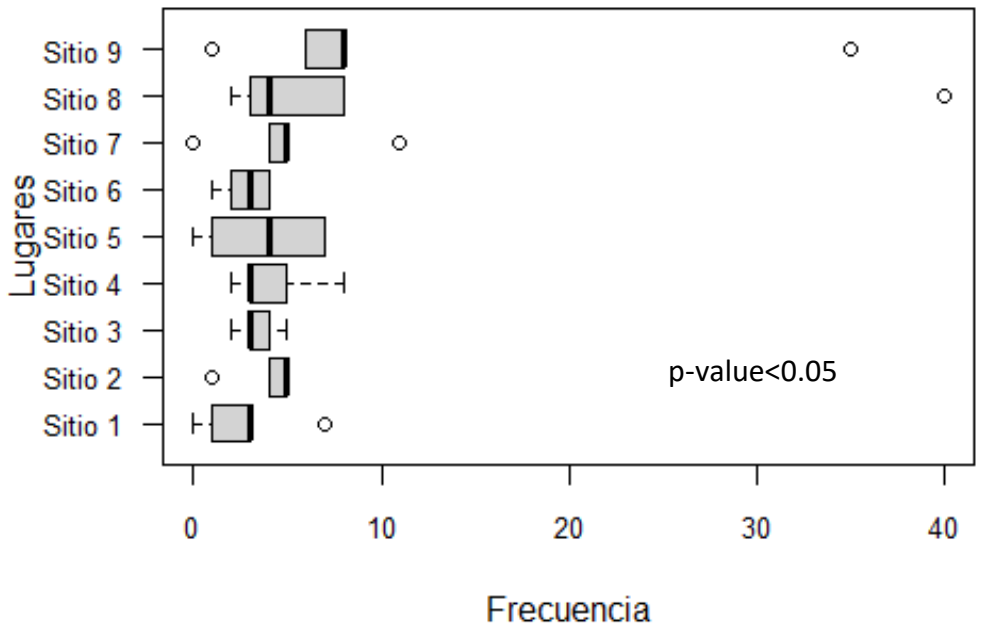


Figura 3. Diagrama de caja con bigotes para prueba de chi cuadrada

CONCLUSIONES

En la zona costera de Coatzacoalcos son muy pocos los estudios de evaluación de la presencia de microplásticos, en este trabajo se pudieron cuantificar e identificar microplásticos primarios y secundarios, encontrando que se concentran en mayor cantidad en la zona de marea alta; predominan los pellets por lo que es posible que la alta actividad industrial sea la fuente principal. Por otra parte, la actividad turística del puerto y el escaso manejo de los residuos sólidos urbanos son los principales generadores de microplásticos secundarios. Sin duda, es necesario hacer campañas de concientización para un mejor uso de los residuos plásticos y que además, el sector industrial y municipal se involucren en su reducción. Por último, se propone hacer monitoreos periódicos para tomar las medidas necesarias y establecer una regulación más rigurosa.

AGRADECIMIENTOS

H. Ayuntamiento de Coatzacoalcos, Veracruz por las facilidades brindadas para la toma de muestra.

BIBLIOGRAFÍA

Andrady, A.L., Neal, M.A. (2009). Aplications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 1977-1984

Álvarez, J. C., Cruz, A. A., Vazquez, A. M., & Ojeda, S. B. 2020a. Method for Quantifying and Characterization of Microplastics in Sand Beaches. Rev. Int. Contam. Ambie. 36, 151-164.

Álvarez Zeferino, J., Tapia Fuentes J., Areanely A., Salas C., Vázquez Morillas A., Ojeda Benítez S., Cruz Sotelo S. (2020b). Presencia de microplásticos en cuatro zonas de la playa Coatzacoalcos. En: Gestión Integral de Residuos. 270-377, p.p.

Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. (2009). Acumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 1985-1998

Crawford Blair, Brian Quinn. (2017). Chapter 5, microplastics, standardization and spatial distribution. Microplastic pollutants, Edit. Elsevier, pages 101-130, ISBN 9780128994068

Europe, P. (2019). *Plastics - The Fact 2019 - An analysis of European plastics production, demand and waste data.* Deutschland: Carbon neutral. Recuperado el 25 de Julio de 2020, de PlasticsEurope: https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf

Laglbauer B. J. L., Franco-Santos R. M., Andreu-Cazenave M., Brunelli L., Papadatou M., Palatinus A. and Deprez T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. Mar. Pollut. Bull. 89 (1-2), 356-366

Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., He, D. (2018). Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. Environmental Pollution. Part A. 242, 855-862

Toledo, A.M. (2019). *Revisión bibliográfica de los métodos de análisis de los micro(nano)plásticos en el medio ambiente y la biota marina.*, Universidad Nacional de Educación a Distancia: Máster Universitario en Ciencia y Tecnología Química: http://e-spacio.uned.es/fez/eserv/bibliuned:master-Ciencias-CyTQ-Matoledo/Toledo_Martinez__Maria_Angeles_TFM.pdf. Revisado el 23 de septiembre de 2020

IDENTIFICACIÓN DE SUELOS SALINOS EN LA ZONA AGRÍCOLA DE IXMIQUILPAN, HIDALGO

Nathalia Jocelyn Salcedo Herrera[1]; Ramiro Ríos Gómez[1]; Faustino López Barrera[1]

[1]Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Carrera de Biología, Unidad de Investigación en Sistemática Vegetal y Suelo, C.P. 09230, Ciudad de México, México
nathalia9807@comunidad.unam.mx

RESUMEN

La zona agrícola de Ixmiquilpan en el estado de Hidalgo ocupa una extensión de 22,732 ha en las cuales se ha venido incrementando un impacto negativo en la productividad debido al desarrollo del proceso de salinización de suelos provocado fundamentalmente por el uso de aguas residuales en el riego de los cultivos. Este trabajo propone identificar los suelos afectados por este problema aplicando métodos de percepción remota y su relación con mediciones de conductividad eléctrica (CE). A partir del cálculo de los índices NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, por sus siglas en inglés) e IndSal (Índice de Salinidad) en imágenes Sentinel-2 se identificaron los suelos potencialmente salinos, a los cuales se les determinó la CE a partir de muestras de campo. Las imágenes de satélite utilizadas corresponden al periodo de muestreo (2021). El análisis de percepción remota dio como resultado la ubicación de 13 polígonos con valores en los índices que sugieren presencia de salinidad. Las muestras tomadas en estas áreas presentaron valores de CE indicadores de salinidad (6.25-19.85 dS/m), que ratifican la identificación de suelos salinos mediante NDVI e IndSal. Los valores de los coeficientes de correlación entre los índices y la CE fueron de 0.6 a 0.8 lo que fortalece la confiabilidad de los índices en la identificación de suelos salinos.

PALABRAS CLAVE: *conductividad eléctrica; IndSal; NDVI; sentinel-2.*

INTRODUCCIÓN

La degradación química del suelo incluye los fenómenos de salinización, los cuales tienen su origen en múltiples causas, entre ellas el mal manejo de los cultivos, el uso excesivo de fertilizantes y el riego con aguas de mala calidad como sucede en el municipio de Ixmiquilpan; esta condición reduce en muchas especies su capacidad de desarrollo (Corwin, 2021), incluyendo aquellas de interés agrícola.

El uso de índices de percepción remota ofrece un método alternativo para identificar la distribución espacial de suelos salinos en la zona de estudio y sustentar el conocimiento de las causas de este problema, que reduce la disponibilidad de tierras agrícolas y su productividad (Segarra *et al.*, 2020).

El presente trabajo tiene como objetivo validar la información derivada de los índices de teledetección IndSal (Índice de Salinidad) y NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, por sus siglas en inglés), con respecto a la ofrecida por el análisis de conductividad eléctrica (CE) mediante la correlación estadística entre el IndSal, NDVI y la CE para identificar suelos salinos en la zona agrícola del municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo. Lo anterior bajo la hipótesis de que la distribución espacial de los suelos salinos obtenida a partir de los índices IndSal y NDVI calculados en imágenes Sentinel-2 para la zona agrícola de Ixmiquilpan, Hidalgo, se corresponderá con dichos suelos identificados en campo a partir de la CE.

MATERIALES Y MÉTODOS

El municipio de Ixmiquilpan se encuentra en el estado de Hidalgo con coordenadas centrales: 20° 29" latitud norte y 99° 13" longitud oeste a 1,700 metros sobre el nivel del mar, 70% de su territorio corresponde a llanuras y lomeríos dentro del Sistema Volcánico Transmexicano, el 30% restante pertenece a la Sierra Madre Oriental, su territorio ocupa una superficie de 48,684 ha, mismas que cuentan con los siguientes suelos de acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2010), Leptosols 45.0%, Phaeozems 35.0%, Vertisols 10.0%, Calcisols 5.2% y Regosols 1.0%, de los cuales su uso mayoritario es el pecuario y agrícola. El clima predominante es BS1kw (estepario semiseco) de acuerdo con la clasificación climática de Köppen (García, 2004).

La delimitación del municipio y de la zona agrícola se obtuvo a partir del *shape* de División política municipal 1:250,000 del INEGI (2019) y la combinación de bandas 11, 8 y 2 de las imágenes remotas que se obtuvieron a través de la plataforma *The Copernicus Open Access Hub* de la Agencia Espacial Europea (ESA, por sus siglas en inglés).

Empleando la herramienta *Raster Calculator* del software *Qgis Hannover 3.16* se calcularon los índices IndSal (Al-Khaier, 2003) y NDVI (Rouse *et al.*, 1974) en imágenes del 26 de mayo de 2021.

$$IndSal=\frac{SWIR1-SWIR2}{SWIR1+SWIR2} \qquad NDVI=\frac{NIR-RED}{NIR+RED}$$

Donde:

SWIR 1 y 2 bandas de infrarrojo de onda corta

Donde:

NIR es banda de infrarrojo cercano
RED es banda del rojo

A partir de la información obtenida se identificaron los suelos potencialmente salinos los cuales se muestrearon en campo tomando los primeros 10cm del horizonte superficial. Las muestras se transportaron al laboratorio de la Unidad de Investigación en Sistemática

Vegetal y Suelo de la FES Zaragoza donde se analizó la CE en extracto de pasta de saturación. Los índices se calcularon nuevamente utilizando la imagen de la fecha de muestreo. Se determinó el coeficiente de correlación de Spearman, entre los valores del IndSal, NDVI y los valores de CE a través de la extensión *Real Statistics* para *Microsoft Excel*. La identificación de los suelos salinos se obtuvo a partir de la interpretación de la representación de los índices en la imagen y su correlación con los valores de CE.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores mínimo y máximo de CE encontrados en las muestras de los suelos identificados como salinos con IndSal y NDVI fueron de 6.25 y 19.85 decisiemens por metro (dS/m) respectivamente. El análisis de correlación entre los índices IndSal, NDVI y la CE mostró una correlación moderada y proporcionalmente inversa (Cuadro 1), mientras que la relación entre índices es fuerte y directamente proporcional (Figura 1) (Restrepo y Gonzáles, 2007). Resultados similares se encontraron en la aplicación de dichos índices en el estudio de la salinidad relacionada con la productividad de cultivos de arroz y azúcar (Soca *et al*., 2016; Sigueñas *et al*., 2019) sin embargo, los trabajos antes mencionados toman para su modelo de regresión el uso de bandas separadas y no los valores de reflectancia integrados en índices. Por otro lado, el modelo de regresión entre el IndSal y la CE resulta más cercano al modelo presentado por Al-Khaier (2003), autor del índice. El NDVI como índice de alta confiabilidad basado en la respuesta espectral de la actividad fotosintética y del vigor de la vegetación (Muñoz, 2013), mostró una fuerte correlación con el IndSal; las zonas con bajos valores de NDVI están relacionadas con el aumento de estrés en el desarrollo de las plantas, por lo tanto, al tener una relación proporcionalmente directa con el IndSal y con la salinidad de suelos corroborada por la CE, se interpreta que dicho estrés es ocasionado por salinidad. Este análisis dio como resultado la identificación de 13 zonas con algún grado de salinidad (Figura 2).

Cuadro 1. Coeficientes de correlación para IndSal, NDVI y CE en Ixmiquilpan

Correlación	Coeficiente
NDVI vs CE	-0.599
IndSal vs CE	-0.516
NDVI vs IndSal	0.791

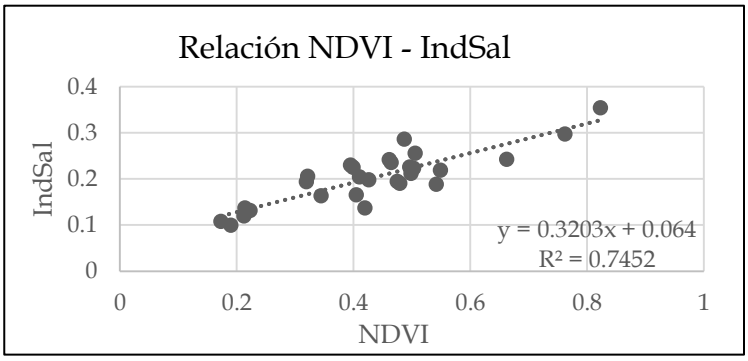


Figura 1. Gráfica de relación entre los índices NDVI e IndSal

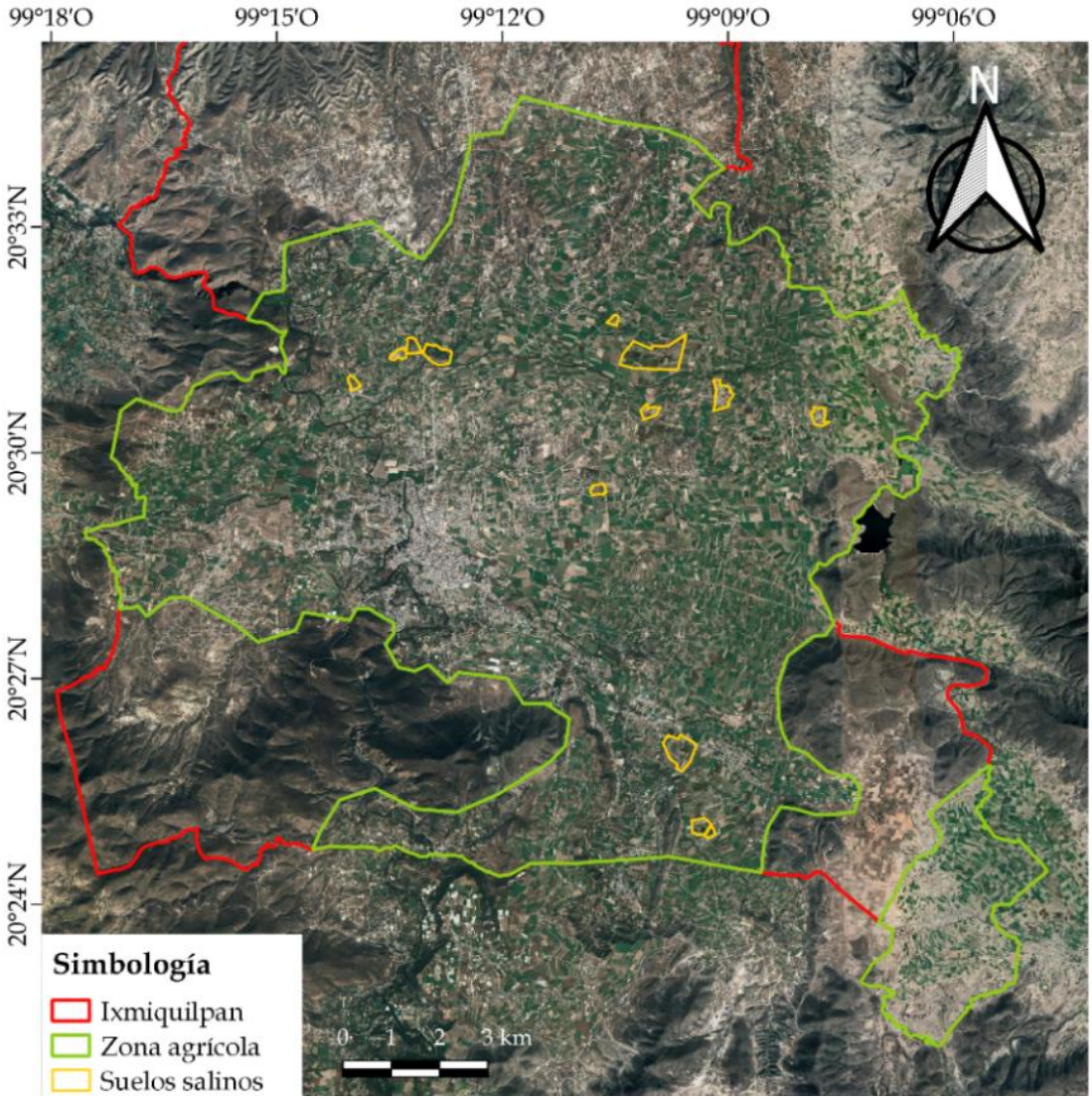


Figura 2. Suelos salinos identificados por IndSal, NDVI y CE en la zona agrícola de Ixmiquilpan Hidalgo.

CONCLUSIONES

Este trabajo ofrece una nueva perspectiva para abordar la problemática relacionada con los suelos salinos, desde su origen hasta su delimitación utilizando los índices de teledetección NDVI e IndSal calculados a partir de imágenes remotas y la correlación con la CE medida en muestras de campo. En ese sentido es recomendable ampliar el conocimiento sobre el uso de las herramientas remotas para el análisis de suelos de interés agrícola.

BIBLIOGRAFÍA

Al-Khaier, F. (2003). *Soil salinity detection using satellite remote sensing* (Trabajo inédito). International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC), Enschede, Netherlands.

Corwin, D. (2021). Climate change impacts on soil salinity in agricultural areas. *European Journal of Soil Science, 72*(2), 842-862.

García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (5ª ed.). México: Instituto de Geografía UNAM.

González, D., Iniestra, D., Galindo, F., y Moreno, M. (2018). Impact of land use on soil quality in a semi-arid zone of the Mezquital Valley, Hidalgo, Mexico. *Biocyt: Biología, Ciencia y Tecnología*, 11(41), 792-807.

INEGI. (2019). División política municipal, 1:250000. 2019. mayo 12, 2021, de INEGI Sitio web:https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463674658

Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI). (2010). *Compendio de información geográfica municipal 2010.*México: INEGI

IUSS Working Group WRB (2015). *World Reference Base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.* Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Muñoz, P. (2013*). Apuntes de teledetección: índices de vegetación*. Chile: Centro de Información de Recursos Naturales.

Restrepo, L., y González, J. (2007). From pearson to Spearman. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 20(2), 183-192.

Rouse, J., Haas, R., Deering, D., Schell, J., y Harlan, J. (1974). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation*. Remote Sensing Center, Texas A&M University.

Segarra, J., Buchaillot, M., Araus, J. y Kefauver, S. (2020). Remote sensing for precision agriculture: Sentinel-2 improved features and applications. *Agronomy*, 10(5), 641-659.

Sigueñas, R., Ocola, L., y Guerrero, J. (2019). Vigilancia de la salinidad del suelo en cultivos de arroz en Lambayeque, periodo 2001-2014 utilizando imágenes de satélite y conductividad eléctrica. *Revista de Investigación de Física*, 22 (2), 9-17.

Soca, R., Rojas, J., Willems, B., Ocola, L. C., Fernández, R., y Pérez, J. (2016). Identificación de las tierras degradadas por la salinidad del suelo en los cultivos de caña de azúcar mediante imágenes de satélite. *Revista de investigación de física*, 19(1), 1-9.

DETERMINACIÓN DE INTERCAMBIO CATIÓNICO EN SUELOS: COMPARACIÓN DE LA EXTRACCIÓN POR PROCESOS MANUAL Y SEMIAUTOMATIZADO

Karen Hernández Carmona[1]; Aarón Jarquín Sánchez[2]; Edith Hernández-Nataren[3]; Lorena del C. Hernández Nataren[4]

[1]Universidad Autónoma de Coahuila, C.P. 25280, Coahuila, México;
[2]El Colegio de la Frontera Sur C.P. 86280, Villahermosa, Tabasco;
[3]Colegio de Postgraduados, C.P. 86500, Cárdenas, Tabasco;
[4]Federación Mexicana de Palma de Aceite, C.P. 86265, Villahermosa, Tabasco. karhercar31@gmail.com

RESUMEN

El suelo retiene y cede cationes para ser absorbidos por las plantas, esto se denomina capacidad de intercambio catiónico (CIC), su medición es indispensable en los programas de fertilización. En México, uno de los métodos más utilizados para determinar la CIC en suelos es el del acetato de amonio 1 N pH 7.0, el cual conlleva procesos manuales repetitivos. El avance tecnológico permite la semiautomatización de los procesos de extracción, utilizando protocolos que mejoren la calidad de los resultados. Se compararon y validaron el método semiautomatizado y el estándar para la determinación de la CIC utilizando un suelo patrón interno, determinando la linealidad con una R^2 de 0.8398, el proceso manual tuvo una media de 20.59 cmol kg^{-1} y una desviación estándar de 1.39, el proceso semiautomatizado presentó una media de 20.53 cmol kg^{-1} y una desviación estándar de 1.3, la precisión para la extracción manual fue 2.99 % y para el proceso semiautomatizado 2.14 %, la incertidumbre expandida para la extracción manual fue de 0.304 y para la extracción semiautomatizada fue de 0.313 con un $\alpha = 0.05$, la exactitud fue de 0.014 % para la extracción manual y 0.01 % para el equipo de lixiviación semiautomatizada (LISA) no existiendo diferencias significativas al realizar la prueba t de Studen ($\alpha = 0.05$); se encontró un sesgo de -0.0031 para el método manual y el LISA con confiabilidad de 95 %, validando ambos procesos de extracción y concluyendo que el proceso de extracción semiautomatizado puede utilizarse en lugar del manual.

PALABRAS CLAVE: *control de calidad; incertidumbre; intercambio catiónico.*

INTRODUCCIÓN

En el suelo, principalmente las arcillas y la materia orgánica (MO) almacenan y ceden iones a través de un proceso denominado intercambio iónico, las partículas (suelo y MO) con carga negativa retienen a los cationes (K, Ca, Mg, etc.) de la solución del suelo (Azcárate *et al*., 2017) para después permitir que sean absorbidos por las raíces de las plantas (Khalajabadi, 2012). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) varía en cada suelo en función de la cantidad y calidad de las arcillas principalmente, (Porta *et al*., 2011) además del contenido y calidad de la MO, el pH y los componentes coloidales del suelo, entre otros. Por esto, determinar la CIC de los suelos es indispensable dado que influye en el desarrollo de los cultivos y, en la toma de decisiones de los programas de fertilización. Existen diversas

metodologías capaces de medir la CIC en distintos tipos de suelos. Sin embargo, el método ideal para determinar la CIC de un suelo es el que iguala el pH, la fuerza iónica y la constante dieléctrica de la solución del suelo (Henríquez *et al*., 2005). En México, el método del acetato de amonio 1N pH 7.0 es el más utilizado por los laboratorios, y es recomendado por la NOM-021-SEMARNAT-2000 para suelos con pH neutro o ligeramente ácido; este método consiste en una serie de operaciones manuales y continuas que, por su misma naturaleza, resultan en un procesamiento lento, donde el analista generalmente trabaja un número reducido de muestra por día para evitar errores o confusiones durante el análisis. El avance tecnológico permite la semiautomatización, la cual consiste en la sustitución de las tareas secuenciales, por un equipo que realiza las tareas de forma programada (Ponsa *et al*., 2006).

Cuando se integra la automatización en los laboratorios, se deben seguir protocolos y recomendaciones para garantizar la calidad de los resultados, entre ellas; la comparación de los procesos y la validación de estos (Kloster *et al*., 2019), además de la provisión de evidencia objetiva que los requisitos para el uso previsto o aplicación son cumplidos (ISO 9000:2005). El uso o la aplicación de un proceso semiautomatizado se acepta cuando se cumplen los parámetros de validación (linealidad, límites de confianza, precisión, exactitud, sesgo (CENAM, 2017)) los cuales son evaluados y aceptados de manera individual con respecto a un método de referencia y, llevando un control de calidad que garantice la calidad de los procesos (Rosales *et al*., 1998). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue comparar y validar la extracción de cationes en el suelo mediante los procesos de extracción convencional y el semiautomatizado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este estudio se empleó una muestra de suelo (Fluvisol éutrico (FLe)), usado como Patrón Interno de Control de Calidad (PICC) del laboratorio de BioGeoQuímica-ECOSUR Villahermosa; con pH 6.3, y MO 1.64 %, se realizaron 45 repeticiones para cada proceso de extracción. Empleando el método AS-12 de acetato de amonio 1N pH 7 de la (NOM-021-SEMARNAT-2000), en el cual, el proceso de extracción es manual, consiste en lavados mediante agitación, centrifugación y filtración donde se sustituyen los cationes de la muestra por iones amonio para después intercambiarlos por iones sodio, con lo que se determina la CIC de la muestra a partir de los iones amonio. El proceso de extracción semiautomatizado se llevó a cabo mediante un equipo LISA (Figura 1 a), a una velocidad de flujo de 1.7 mL min^{-1}, se colocó una jeringa sin embolo (Figura 1b I) con 0.5 g de algodón como medio filtrante, se añadieron 5 g de muestra del PICC y se cubrió con una segunda capa del medio filtrante, una segunda jeringa recolecto los lixiviados (Figura 1b II) y se unió a la primera jeringa a través del pivote y un catéter.

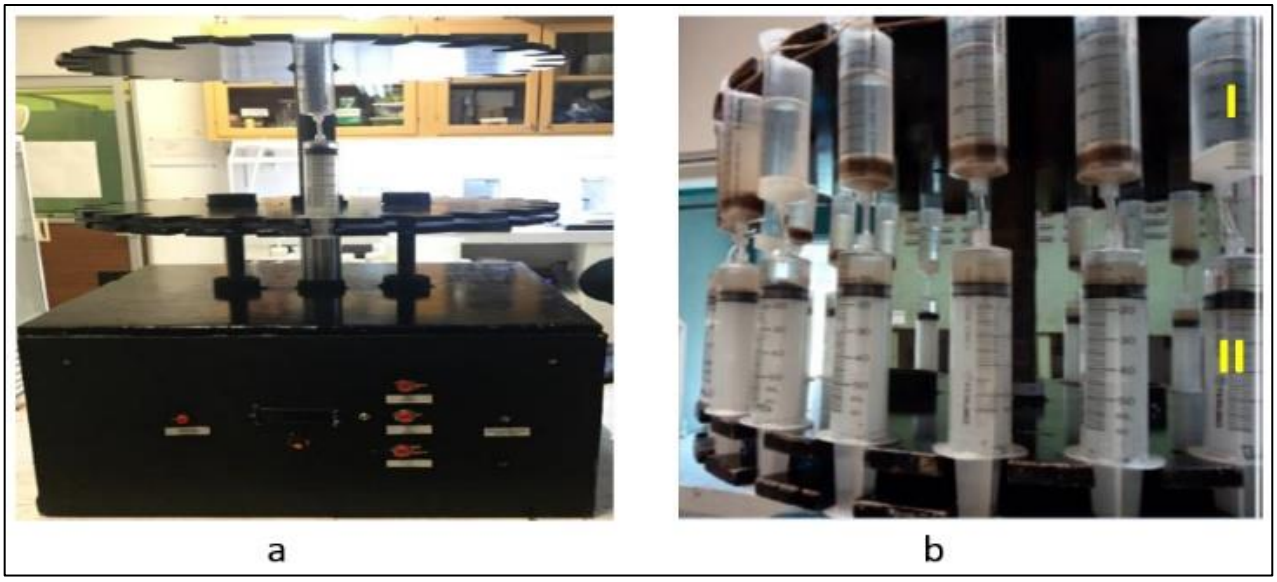


Figura 1 a) LISA b) Muestras en proceso de extracción.

En la primera jeringa se adicionaron 50 mL de CH_3COONH_4 1N pH 7, el equipo desplazo el embolo de la segunda jeringa para succionar toda la solución extractora, posteriormente se retiró la jeringa y la solución se transfirió a un matraz aforado de 100 mL, el lavado se repitió una vez más, se prosiguió con los lavados de cloruro de amonio 1N, 0.25N y alcohol, indicados en el método AS-12 hasta que la prueba de cloruros fue negativa, se llevaron a cabo dos lavados de 50 mL de cloruro de sodio al 10 %, recolectando el lixiviado en un matraz aforado de 100 mL, posteriormente se realizó la destilación de acuerdo con las instrucciones del método AS-12, para cuantificar la CIC. La CIC se calculó mediante la ecuación 1.

$$CIC\ (cmol\ kg^{-1}) = Vm - Vb * N * \frac{A}{P} * B$$

Ecuación 1

Donde:
Vm = volumen gastado en la titulación de la muestra.
Vb = volumen gastado en la titulación del blanco.
N = normalidad del ácido.
A = volumen de aforo.
P = peso de la muestra.
B = mL de alícuota destilada.

A los resultados obtenidos, se les determinó la linealidad, límites de confianza, precisión, incertidumbre, exactitud, sesgo, prueba de T Student mediante el programa Minitab 17.1.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los resultados obtenidos se observa que la extracción en forma semiautomatizado presenta linealidad (Figura 2) con la extracción manual observándose un coeficiente de determinación (R^2) de 0.8398 indicando que hay una relación significativa (Garza, 2013) entre los resultados por ambos procesos de extracción. Por otra parte, los límites de confianza superior e inferior se determinaron a partir de la suma y la resta dos desviaciones estándar respecto a la media para ambos procesos extracción, la CIC con la extracción en forma convencional, promedió 20.59 cmol kg^{-1}, con una desviación estándar (DE) de 1.39 mientras que con la extracción con LISA la media corresponde a 20.53 cmol kg^{-1} y una DE a 1.30 (Cuadro 1) agrupándose dentro de la tolerancia establecida por los límites de confianza, ya que ambos procesos de extracción presentan poca dispersión. Por otro lado, la precisión en ambos procesos de extracción se determinó a partir de la repetibilidad (Rodríguez-Leyes *et al*., 2009) calculada a través del coeficiente de variación (CV) (Ribani *et al*., 2004); encontrándose que para la extracción manual correspondió a 2.99 % y para LISA de 2.14 % (Cuadro 1), esto demuestra que ambos procesos de extracción son precisos. Azcaráte *et al*. (2017) mencionan que la repetibilidad es aceptable cuando el CV es menor al 6 %.

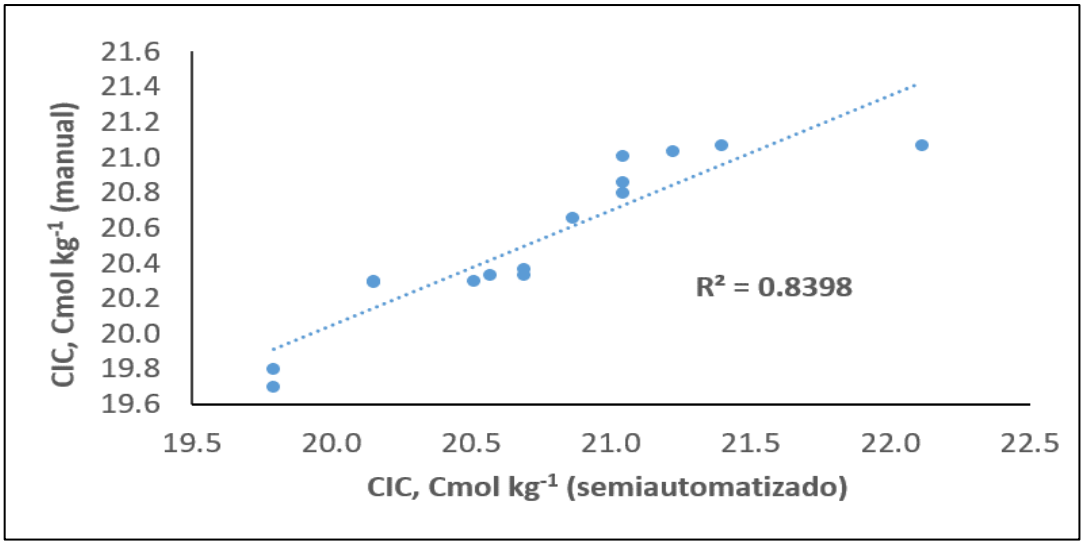


Figura 2. Linealidad de proceso de extracción

Así mismo, se calculó la incertidumbre expandida *(U)* a partir de un factor de cobertura obtenido con un nivel de confianza del 95 % y una incertidumbre estándar evaluada como tipo A, según lo establecido por Wolfgang *et al.* (2000). Es confiable realizar la extracción en forma semiautomatizada para determinar la CIC en suelos con pH neutro o ligeramente ácidos, debido a que la incertidumbre encontrada en ambos métodos es muy similar (Cuadro 1) siendo de 0.304 en el proceso manual y 0.313 para LISA.

Cuadro 1. Parámetros de validación de los métodos de extracción manual y LISA.

Proceso de extracción	Media (Cmol kg^{-1})	DE	CV %	*U*	Exactitud %
Manual	20.59	1.39	2.99	0.304	0.014
LISA	20.53	1.3	2.14	0.313	0.01

Prueba de medias, desviación estándar (DE), coeficiente de variación (CV), incertidumbre *(U)* y exactitud (% de error) entre el proceso de extracción manual y semiautomatizado.

Con respecto a la exactitud, para la extracción en forma manual fue de 0.014 % y de 0.01 % para LISA, ambos procesos de extracción cumplen con tal requisito, dado que en la literatura se establece que el valor aceptable para este parámetro debe ser igual o menor de 8 % (Azcaráte *et al*.,2017) además de no existir diferencias significativas (α=0.05) entre ambos procesos de extracción al realizar la prueba estadística de t de Studen. En el caso del sesgo los resultados indican que para el proceso de extracción manual fue de -0.0031 demostrando que el método podría presentar errores sistemáticos (Cáñez *et al*., 2015) por otra parte; el sesgo calculado para LISA fue igual a cero, interpretándose que la distribución de los datos es igual en cada lado de la media (Suárez, 2018), siendo estadísticamente no significativo al realizar la prueba de t de Studen (Cáñez *et al*., 2015) con confiabilidad del 95 %.

CONCLUSIÓN

Ambos procesos de extracción demostraron ser lineales, precisos, exactos y tener una incertidumbre parecida, además no se encontraron diferencias significativas (p= 95 %); en la validación ambos procesos de extracción fueron aceptados, por lo tanto, la extracción de la CIC por el proceso LISA es una opción que se pude usar en los laboratorios teniendo la ventaja de disminuir la manipulación de la muestra y el analista puede dedicar tiempo a otras actividades mientras se realiza el intercambio catiónico en la muestra.

BIBLIOGRAFÍA

Azcárate, P., Baglioni, M., Brambilla, C., Brambilla , E., Fernández, R., Kloster, N.,. Savio, M. (2017). Métodos de análisis e implementación de Calidad en el Laboratorio de Suelos. INTA.

Cáñez Carrasco, M. G., & García Alegría, A. M. (2015). Validación de un método analítico para la determinación de fósforo por espectrofometría ultravioleta-visible. Revista de Ciencia Biológicas y de la salud, XVII (1), 23-39.

Centro Nacional de Metreología. (2017). Guía para la validación y la verificación de los procedimientos de examen cuantitativos empleados por el laboratorio clínico. México.

Garza, J. B. (2013). Aplicación de diseño de experimentos para el análisis de secado de un producto. InnOvaciOnes de NegOciOs, 10(19), 145-158.

Henríquez, M., Pérez, J., Gascó, J. M., & Rodriguez Orlando. (2005). Determinación de la capacidad de intercambio cátionico en arena y caolín usando acetato de amonio, acetato

de sodio y cloruro de amonio. Red de Revistas Cientificas de America Latina, el Caribe, España y Portugal, 59-62.

ISO 9000:2000. (s.f.). Quality management systems - Fundamentals and vocabulary (ISO 9000-2005). British Standards, 1-42.

Khalajabadi, S. S. (2012). Efectos de los cambios en las relaciones de calcio, magnesio y potasio intecambiable en suelos de la zona cafetera colombiana sobre nutrición de café (Coffea arabia L.) en la etapa de almacigo. Departamento de ciencas agropecuarias.

Kloster N., Pérez M., & Mazzaferro F. (2019) A rapid and simple manifold to study exchangeable cations and cation Exchange capacity in 24 soil samples simultaneously. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1-27.

NOM-021-SEMARNAT-2000, Norma oficial mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial, págs. 1-85.

Ponsa, A., Pere, A., & Vilanova, R. (2006). Automatización de procesos mediante la guía GEMMA. Universidad Politecnica de Catalunya .

Porta, J., Lopez, A., & Poch, C. (2011). Introducción a la Edafología, uso y protección de suelos. (2da ed.). Madrid, España: Mundi prensa.

Ribani, M., Grespan Bottoli, C., H. Collins, C., Sales Fontes Jardim, I., & Costa Melo, L. (2004). Validación en métodos cromatográficos y electroforéticos. Nueva quimica, 27(5).

Rodríguez-Leyes, E. A., Marrero Delange, D., González Canavaciolo, V. L., Sierra Pérez, R., & Adames Fajardo, Y. (2009). Validación de un método por Cromatografía de Gases para la determinación de los ácidos grasos que componen el D-004 ingrediente activo. CENIC, 40(1), 17-22.

Rosales, I., Poutou, R., & Arias, J. (1998). Validacion de métodos analíticos empleandos en el control de calidad de productos biotecnológicos. Revista Colombiana de Biotecnología, 1(2), 73-75.

Suárez I., M. (2018). Interpretación de estadística básica (segunda ed.). Ecuador: Ibarra.

Wolfgang A., S., & Lazos Martínez, R. J. (2000). Guía para estimar la incertidumbre de la medición. Centro Nacional de Metrología, 1-27.

ESTUDIO FISICOQUÍMICO DEL SUELO EN DERECHO DE VÍA (DDV) DE DUCTOS CON USO DE SUELO AGRÍCOLA

Antonio Rojas Amaro; Hongbo Liu; Jorge Luis Alamilla López; Eliceo Sosa Hernández.

Instituto Mexicano del Petróleo, Ciudad de México. CP 07730, México. esosa@imp.mx

RESUMEN

Se estudiaron suelos de un derecho de vía (DDV) donde están localizados ductos de transporte de hidrocarburos de PEMEX que conectan a la refinería de Cadereyta NL; para conocer el impacto de la actividad industrial en la fertilidad y seguridad agrícola. Para este propósito se complementan técnicas de análisis físico (textura) y químico (iones inorgánicos) con las cargas libres o capacidad de intercambio catiónico en la calidad del suelo. El análisis y comparación de los resultados de este estudio con un suelo saludable típico de la región podría ser utilizada para evidenciar el impacto de contaminación por la actividad industrial del transporte por ductos al suelo de uso cultivable y el efecto en la sostenibilidad de la actividad agrícola cerca del DDV. Además, la técnica de análisis químico de metales e iones puede complementar estudios tradicionales en suelos.

PALABRAS CLAVES: *DDV, ICP-OES, IC, textura, pH, sustentabilidad.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es distinguido por la compleja naturaleza de su composición (solido, líquido y gas) y su interacción con otros factores ambientales. Los contenidos de aniones orgánicos e inorgánicos y la composición mineral o compuestos inorgánicos primarios y secundarios del suelo (>90%) son el resultado de diferentes procesos geológico, biológico, climático e hidrológico, que a su vez son el resultado de factores pedogenéticos y antropogénicos [Narteh *et al*. 1999; Seybold *et al*., 2002; Sparks, 2019]. Particularmente factores climáticos de precipitación de agua, temperatura, movimiento del aire y luz solar (interperismo) pueden causar marcadas alteraciones en las propiedades del suelo debido a que inducen fenómenos de lavado químico de fases minerales u óxidos o disolución de compuestos [Essington, 2004]. Estas alteraciones traen como consecuencia cambios fisicoquímicos, espaciales y temporales, que afectan la fertilidad, sus propiedades ambientales y electroquímicas, entre otras; las cuales repercuten directamente en daños directos a la sociedad como la pérdida de eficiencia en la producción de alimentos o afectaciones por corrosión a la infraestructura de uso agrícola o de transporte de ductos enterrados [Alamilla, 2009]. En este trabajo se realiza un análisis físico químico de suelos utilizando técnicas analíticas de; espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) y cromatografía iónica (IC) con el propósito de conocer si los contenidos de iones metálicos en suelos corresponden a suelos seguros para la agricultura, productivos y sustentables. Adicionalmente se pretende ver el impacto de uso antrópico alrededor de un DDV y la refinería de Cadereyta NL.





MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelos en el horizonte B a una profundidad de 1.2 metros en 9 sitios a lo largo de 13.3 km del DDV, localizado en el noroeste del estado de Nuevo León para analizar en laboratorio composición químicas, determinar y comparar la variación de pH, potencial redox (Eh), y cargas libres. En la figura 1 se observa la trayectoria del DDV, localización y aspectos de las muestras secas; y el resultado del análisis físico de textura de suelo, usando el método del hidrómetro de Bouyoucos del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) (fig.1c). La información y clasificación pedogenética y mediciones fisicoquímicas en sitio durante el muestreo se resumen en la tabla 1.

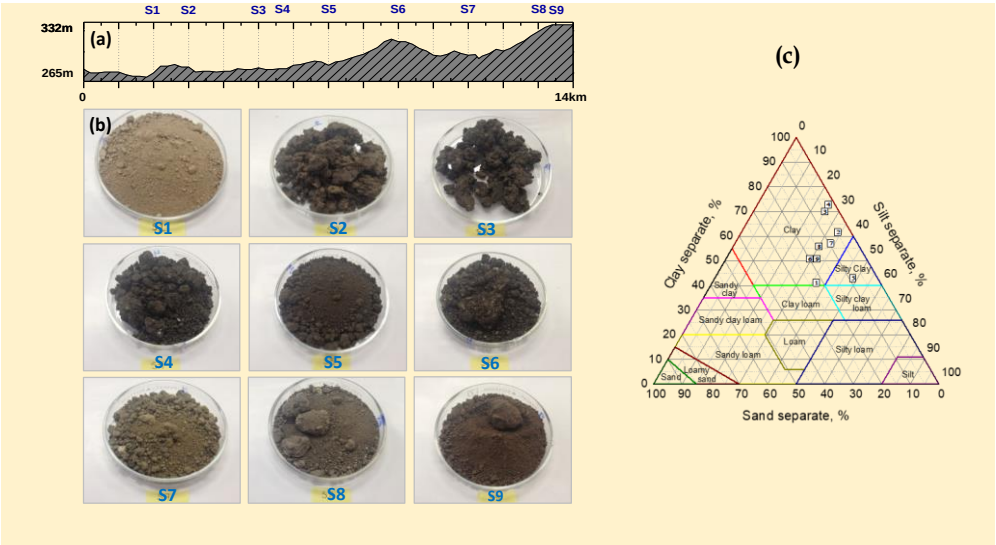


Figura 1. (a) Localización de muestras en el DDV; (b) aspecto de muestras de suelo para análisis de metales y aniones; (c) distribución de minerales en el triángulo de textura en S1-S9.

Tabla 1. Clasificación edafológica, material de origen, textura y parámetro fisicoquímicos químicos de suelos en el DDV

Suelo	Material parental	Clasificación edafológica	Textura de suelo	[a]pH sitio	[b]E_h, sitio	[c]σ sitio, mScm-1
S1	Lutita cálcica-marga /Aluvión	Vertisol	Franco arcilloso/arcilloso	6.30	357.4	1.4
S2	Aluvión (Qhoal)	Vertisol	Arcilloso	6.60	393.2	0.8
S3	Aluvión (Qhoal)	Chernozem	Arcilloso	6.70	389.9	4.8
S4	Aluvión (Qchoal)	Chernozem	Arcilloso	6.10	366.3	5
S5	Aluvión/ Lutita cálcica - marga	Vertisol	Arcilloso limoso	5.40	324.9	1.1
S6	Aluvión/ Lutita cálcica - marga	Vertisol	Arcilloso	6.40	332.1	0.3
S7	Lutita cálcica-marga (KcmLu-Mg)	Calcisol	Arcilloso	5.60	351.7	1.9

S8	Conglomerado poilícmitico (Tplcgp)	Kastañozem	Arcilloso	5.30	357.5	0.1
S9	(Conglomerado poilícmitico (Tplcgp)	Kastañozem	Arcilloso	5.70	361.2	0.6

[a]pH medido con electrodo de Sb, [b]Eh medido con electrodo de platino y [c]σ medido con método Wenner de 4 electrodos, todos los parámetros se midieron en sitio del muestreo.

Para la determinación de metales en las muestras de suelo se realizó digestión mediante un horno de microondas Anton Paar Multiwave 3000 mediante el método EPA 3052 tomando en cuenta los parámetros de la tabla 2.

Tabla 2. Programa de digestión de muestras en Horno de microondas para el método EPA 3052.

Parámetros	Condiciones óptimas
Temperatura	220 ± 5 ° C
Tiempo de rampa	5 min 30 seg.
Tiempo de espera	9 min 30 seg.
Tiempo de enfriamiento	20 min
Presión	55 bar
Cantidad de suelo	0.25 g
HF	3.0 ml
H_2O_2	1.0 ml
HCl	2.0 ml
HNO_3	9.0 ml

Después de la digestión las muestras de suelos son transferidas a un matraz aforado de polipropileno de 25 ml. y aforados con agua tipo ASTM I, para ser medidas usando material de referencia certificado trazable a NIST en un espectrómetro óptico con acoplamiento inductivo (ICP-OES) marca Perkin-Elmer modelo 7300 DV seleccionando longitudes de onda de acuerdo con el método EPA 6010C. Obteniendo los resultados de la tabla 3. Para el análisis de aniones se utiliza el método ASTM D-4327 pesando 1 g de suelo en 100ml. de agua tipo ASTM 1 por 5 horas en baño ultrasónico, después se filtran con filtro 0.45 micras para ser analizadas en un cromatógrafo iónico (IC) Dionex DX-500 utilizando una columna AS-14 y eludida con mezcla de carbonato/bicarbonato obteniendo los resultados en tabla 4. En las mediciones de pH se preparó una mezcla de suelo-agua (suspensión), con una relación 1:3. La mezcla consistió en 20 g de muestra de suelo homogenizada y una parte de agua (de un total de 60 ml) des ionizada o solución salina IM de KCl, hasta que las muestras alcanzaron su punto de saturación. Las suspensiones de suelo se dejaron reposar por 24 hrs, esto con el fin de que la mezcla suelo-medio acuosos lixiviara y se obtuviera un aspecto cristalino. Después se agregó más agua hasta complementar los 60 ml. Posteriormente se dejó reposar la mezcla durante un tiempo aproximado de 3 hrs. para que el sólido se sedimente. Por último, se separó el líquido del suelo mediante un filtrado (filtro de teflón 0.45 micras) y se procedió a medir el pH con un electrodo de vidrio.





Tabla 3. Concentraciones de metales en las muestras de suelo.

Suelo	Metales (ppm (mg Kg^{-1} soil))							
	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	Si
S1	1143	3402	205000	17500	8759	140.5	10300	172801
S2	1255	7225	116900	10600	21500	282.6	27500	258807
S3	1622	2818	122712	6445	12400	149.1	15300	225540
S4	4789	7213	71900	12700	32200	255.4	38500	256832
S5	3285	5947	53500	10100	31200	328.1	34900	284705
S6	1302	4529	71519	8930	33600	359.3	31000	255329
S7	1916	6339	84724	10600	31700	303.7	33700	262208
S8	1441	3728	176711	6877	16700	266.7	23600	233437
S9	1062	4825	159701	5322	16900	179.9	23300	248805

Tabla 4. Concentraciones de aniones en las muestras de suelo.

Suelo	Aniones (ppm (mg kg-1 suelo))					
	F^-	Cl^-	NO_2^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-
S1	2148.7	2685.9	<0.100	5878.6	3737.1	135.4
S2	4556.9	3144.8	<0.100	1835.5	3222.5	65.9
S3	2091.3	3050.1	1040.04	2335	3726	39.5
S4	1900.4	1772.8	<0.100	12200	9903.6	46.1
S5	2010.6	1799.9	1441.11	1300	13200	46.1
S6	2843	3479.3	2313.44	2812.4	4440.3	79.1
S7	1847.3	2139.8	<0.100	8877.2	3077.3	52.7
S8	1866	3311.6	1485.47	726.9	3139.7	79.1
S9	2134.7	3979.3	<0.100	9074.3	7248.2	72.5

Tabla 5. Suelos muestreado y propiedades de las arcillas.

Suelo	[a]Arcilla	[b]pH_{Sb}	[c]pH_{KCl}	[d]ΔpH	[e]PZC	[f]Ca/Mg	[g]CEC	[h]SAR	[i]FI
S1	41.10	6.30	8.14	-0.48	7.65	7.63	160.12	0.60	0.23
S2	61.60	6.60	7.65	-0.53	7.12	6.59	113.12	0.90	0.25
S3	70.00	6.70	7.64	0.00	7.64	4.55	68.96	2.00	0.22
S4	72.70	6.10	7.71	0.06	7.77	3.47	145.89	4.30	0.53
S5	42.90	5.40	7.29	-0.16	7.13	3.19	114.53	3.40	0.47
S6	50.80	6.40	7.37	-0.65	6.72	5.12	92.57	1.20	0.28
S7	57.00	5.60	7.50	-0.59	6.90	5.11	113.73	1.60	0.29
S8	55.90	5.30	7.56	-0.94	6.61	17.13	74.08	0.90	0.21
S9	50.80	5.70	7.65	-0.85	6.80	18.85	62.33	0.70	0.37

[a]% arcilla método de hidrómetro de Bouyocus;[b]pH medido en lab con electrode de Sb y celda de referencia $Cu/CuSO_4$; [c] pH medido en sol. 1M KCl; [d]ΔpH= pH_{1MKCl}- pH_{H2O}; [e] punto de cero carga, PZC=2*pH_{1MKCl} - pH_{H2O}; [f] = Ca/Mg; [g] CEC= meK+ mqMg+meCa+1.2 ; [h] SAR= (Na/(Ca+Mg)^0.5); ; [h]FI= Σ Zi2*Ci* (F Ionica)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos estudiados presentan una textura de partículas finas y gruesas y aglomerados, agrupados en cuatro conjuntos de colores y apariencia similar: amarillento, grisáceos, cafés amarillentos y café obscuro. La apariencia está íntimamente relacionada con la composición (arcillas, minerales, carbonatos, materia orgánica, etc.), humedad, distribución de tamaños de partículas en la matriz del suelo y textura.

ICP-OES y IC

La utilización de técnicas analíticas como ICP-OES y IC son herramientas para la caracterización fisicoquímica de suelos que ayudan a conocer si los suelos son fértiles y seguros para la agricultura, productivos y sustentables, los suelos de todo el mundo son deficientes en 1 o más micronutrientes. La disponibilidad y proporción de micronutrientes en suelo asegura mayor productividad agrícola principalmente K, Ca, Mg, entre otros. En áreas áridas la deficiencia de micronutrientes como Fe, Zn, Mn, Cu está asociada con alto contenido de sodio. La contaminación ambiental por el aumento de actividades antropogénicas y disposición de residuos en suelos de uso agrícola están contaminadas por metales pesados tóxicos como Cd, Cr, Pb, V etc.

Mediciones de pH

El pH del suelo en DDV cae dentro del rango de 5.7-6.7. Los suelos que contienen materia orgánica humedecida (humus), arcillas, sales o metales en alta concentración (Fe y Al) tienden a ser ácidos; para el caso de un horizonte sub superficial donde los suelos, desarrollados por materiales parentales de lutita cálcica-marga, aluviales y conglomerado poilícmitico, se debe más a altas concentraciones de Fe y Al (Essington, 2004). Mattson explicó el intercambio de cationes sobre la base de la ionización y fue pionero en la idea de la carga variable dependen del pH y señaló correctamente que la CEC podría variar en suelos con el cambio de pH y que el pH debería ser establecido cuando se reporta CEC (Mattson, 1927). En el DDV encontramos suelos con pH ácidos y con cargas variables positivas (S4) y negativas (S1-S2 y S5-S9). A pH por arriba del PZC, predomina la disociación de cationes y la adsorción de cationes también predomina, mientras que a pH de suelo por debajo del PZC predomina la disociación de aniones y la adsorción aniones. Mattson ilustró majestuosamente que el suelo del sureste de USA. contenía coloides de carga variable que tenían una carga positiva a pH ácido. Los suelos S3 y S4 aun con altos contenidos de arcilla tiene nula o baja carga negativa variable; a pesar de lo anterior S3 tiene un valor bajo CEC de 69, mientras que S4 es 116. La diferencia es por el tipo de arcilla mineral; en S3 podría tratarse de mica, la cual retienen fuertemente los iones K de la capa intermedia haciéndolos no intercambiables y reduciendo la CEC, mientras en S4 podría ser contener otra arcilla de tipo caolinita que son abundante en suelos de climas cálidos y húmedos y son motivadas por fenómeno de interperismo (Dixon, 1977).

CONCLUSIONES

Las principales conclusiones del estudio realizado en el DDV y en laboratorio presentaron variables físicas (textura) y químicas (pH, Eredox, σ) y cuantificaciones

analíticas, metales y aniones (ICP-OES e IC) que mostraron un patrón de comportamiento acorde y similares con estudios previos; además son fáciles de analizarse y correlacionarse entre dichos parámetros físicos, químicos y eléctricos. Especial atención es el uso de las técnicas analíticas químicas de ICP-OES e IC para complementar el análisis de suelos con las técnicas convencionales, ofreciendo algunas ventajas:

Las muestras de suelo se determinan a nivel de trazas hasta por ciento en peso utilizando (ICP-OES), (IC); la digestión por microondas utilizando el método EPA 3052 facilita la obtención de buenos recobros de muestras de suelo.

El contenido total de metales y aniones en suelos ayuda a indicar los que están biológicamente disponibles para las plantas o capaces de migrar. Este tipo de análisis puede ser utilizado complementariamente para evaluar la salud y el estado nutricional del suelo. Ayudan en desarrollo de suelos específicos para soluciones específicas para los cultivos y así poder rotar cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al IMP por el apoyo financiero otorgado en el proyecto D.61014.

BIBLIOGRAFÍA

Alamilla, J.L., M.A. Espinosa-Medina, and E. Sosa, Modelling steel corrosion damage in soil environment, Corrosion Science, 51, (2009), 2628-2638

Dixon, J.B., (1977), Kaolinite and serpentine group mineral, p357-403. In J.B. Dixon and S.B. Weed (ed) Minerals and soil environments, Soil Science Society of America, Madison, WI.

Esington, M., E., Soil and Water Chemistry. And integrativa Aproach (2004)

Mattson, S., (1927), Anionic and cationic adsorption by soil colloidal material of varying $SiO_2/(Al_2O_3 + Fe_2O_3)$ ratio. Trans. 1st Inter. Cong. Soil Science pp. 199-211.

Narteh, L.T., Sahrawat K.L., Influence of flooding on electrochemical and chemical properties of West African soils, Geoderma 87, (1999), 179–207.

Seybold C. A., Mersie W., Huang J., McName C., "Soil redox, pH, temperature, and water-table patterns of a freshwater tidal wetland, The society of wetland Scientist", Vol. 22, March (2002), pp. 149-158.

Sparks Donald L., Encyclopedia of Water: Science, Technology, and Society, edited by Patricia A. Maurice (2019). John Wiley & Sons, Inc.

BIOACCESIBILIDAD DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN RESIDUOS DE MINA EROSIONABLE

Jesús Eulises Corona Sánchez[1]; Ma. del Carmen González Chávez[1]; Rogelio Carrillo González[1]; José Luis García Cué[1]; Demetrio Salvador Fernández Reynoso[1]; Matthew Noerpel[2]; Kirk G. Scheckel[2]

[1]Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, Carretera, México-Texcoco 36.5 km, Texcoco, 56230, México.

[2]Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, Oficina de Investigación y Desarrollo, Centro de Soluciones Ambientales y Respuesta a Emergencias, Cincinnati, OH, EE. UU. corona.jesus@colpos.mx

RESUMEN

La presente investigación tuvo por objetivos medir en un túnel de viento la tasa de erosión de residuos de mina en tres tamaños de partícula <44 (fina), 50-74 (media) y 74-100 µm (gruesa), y cuantificar la concentración pseudototal (agua regia) y bioaccesible pulmonar (método de Gamble) y gástrica (glicina 0.4 M). La mayor tasa de dispersión se observó en partículas de tamaño grueso (104 mg m^{-2} s^{-1}). Además, se observaron altas concentraciones de EPT pseudototales. En la fracción fina, Pb llegó hasta 3,326 mg kg^{-1} y Zn hasta 4,678 mg kg^{-1}. Entretanto, la mayor concentración de As se encontró en partículas de tamaño medio (40,236 mg kg^{-1}). También, se observó alta concentración de As bioaccesible pulmonar en la fracción fina (343 mg kg^{-1}). La mayor concentración bioaccesible gástrica fue para As (744 mg kg^{-1}), Pb 1,396 mg kg^{-1}, Cd 19.2 mg kg^{-1} y de Zn 2,048 mg kg^{-1}. Los resultados mostraron que los residuos de mina son susceptibles de erosionarse. En suma, contienen elevadas concentraciones pseudototales y bioaccesibles de EPT que pueden representar riesgo ambiental y afectar a la población humana.

PALABRAS CLAVE: *metales pesados, ingestión, inhalación, material particulado.*

INTRODUCCIÓN

La minería genera gran cantidad de desechos o residuos. Éstos se caracterizan por tener alta concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT; Zota *et al*. 2009) y granulometría fina menor a 200 µm (García *et al*., 2003). Son depositados a cielo abierto como montículos de roca pulverizada. El reducido tamaño de las partículas favorece su dispersión y resuspensión en acción del viento y ráfagas de viento (Brotons *et al*., 2010). Kastury *et al*. (2018) consideraron a los residuos de mina y a las operaciones mineras fuente potencial de emisión de material particulado (PM) al que se asocian altas concentraciones de EPT. La tasa

de dispersión por erosión eólica es difícil medir en campo, por lo que los sistemas controlados, como el túnel de viento, proporcionan datos más consistentes.

La proximidad de algunas comunidades a los residuos de mina representa riesgo potencial para la salud de los residentes, especialmente a través de la ingestión o inhalación de PM que se dispersa (Zota *et al*., 2009). Cuando el PM se inhala o se ingiere, una fracción de los EPT puede solubilizarse y absorberse desde los pulmones o en el aparato digestivo hasta la circulación sistémica (Basta y Juhasz 2014). Lo que deriva en efectos adversos en la salud (Choi *et al*., 2018). Para evaluar la presencia de EPT en la salud humana se han desarrollado nuevas metodologías como lo es la medición de la bioaccesibilidad. La concentración bioaccesible es la fracción del contaminante que se solubiliza en un fluido corporal simulado (Guney *et al*., 2016). Los objetivos que se plantearon fueron: 1) Medir la tasa de erosión de residuos de mina, a través de un túnel de viento, en tres tamaños de partícula <44, 50-74, 74-100 µm, y 2) cuantificar la concentración pseudototal y bioaccesible (pulmonar y gástrica) en residuos de mina de tamaño <20, 50-74 y 74-100 µm.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del estudio y muestreo.

Se seleccionó el residuo de mina Santa María del distrito minero de Zimapán, Hidalgo, México. Mediante un muestreo sistemático, se recolectaron 40 muestras de residuo de mina para determinar la concentración pseudototal y bioaccesible de EPT. Además, se recogió residuo de mina para el análisis de dispersión eólica a través de un túnel de viento. Las 40 muestras se fraccionaron en tres tamaños de partícula: <20 µm, 50-74 µm y 74-100 µm, con un agitador de tamices (AS 200 basic).

Análisis de la dispersión.

La dispersión de las partículas se analizó en línea recta en un túnel de viento, con las siguientes medidas 0.3 m de alto, 0.6 m de ancho y 3.5 m de largo. Cada tamaño de residuo de mina (<44 µm, 50-74 µm y 74-100 µm) tuvo tres repeticiones lo que dio un total de 27 muestras. Éstas se expusieron por diez minutos a tres velocidades de viento (2.7, 4.0 y 5.2 m s^{-1}).

Concentración pseudototal y bioaccesible de EPT en residuos de mina.

Las muestras (fraccionadas) se digirieron con agua regia en una relación 3:1, según el método ISO (1995). El análisis de bioaccesibilidad pulmonar se obtuvo por la metodología que sugirió Moss (1979) y bioaccesibilidad gástrica mediante lo propuesto por Juhasz *et al*., (2009). Las concentraciones pseudototales y bioaccesibles de EPT se determinaron mediante espectrometría de absorción atómica (Perkin Elmern, modelo 3110).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tasa de erosión eólica de residuos de mina.

Del residuo de mina que se tamizó para el análisis de dispersión, 33% presentó granulometría <100 µm. La distribución fue: 14% en el tamaño 74-100 µm, 11% en la fracción 50-74 µm y 8% en el tamaño <44 µm. Por lo que un tercio del residuo de mina con tamaño < 100 µm es potencialmente erodable y puede generar emisiones de polvo. La tasa de erosión fue directamente proporcional al tamaño de partícula. La menor tasa de erosión eólica (26 mg m^{-2} s^{-1}) correspondió a la fracción de partículas con menor tamaño (<44 µm). En contraste, la mayor tasa de erosión (104 mg m^{-2} s^{-1}) se observó en muestras de residuo de mina de mayor tamaño de partícula 74-100 µm.

Concentración pseudototal de EPT en tres tamaños de partículas de residuos de mina.

La concentración promedio pseudototal de As, Pb, Cd y Zn en partículas de tamaño <20 µm fue 35,961 mg kg^{-1}, 3,326 mg kg^{-1}, 44 mg kg^{-1} y 4,678 mg kg^{-1}, respectivamente. La concentración de As en partículas <20 µm fue 25.6 veces mayor a la que determinaron Guney *et al*. (2017) en residuos de mina de Quebec, Canadá con tamaño <20 µm (1,403 mg kg^{-1}). El valor de Pb en partículas de tamaño <20 µm fue 8.7 veces a la que cuantificaron Guney *et al*. (2017) en residuos de mina (<20 µm) en Quebec, Canadá (380 mg kg^{-1}). La concentración de Cd (44 mg kg^{-1}) en partículas <20 µm fue 12.2 veces mayor al que cuantificaron Kastury *et al*. (2018) en residuo de mina (<10 µm) en Australia (3.6 mg kg^{-1}). Por último, la concentración de Zn en la fracción <20 µm fue tres veces mayor, a la que determinaron Guney *et al*. (2017) en muestras de residuos de mina de tamaño <20 µm (1549 mg kg^{-1}) en Quebec, Canadá.

Concentración bioaccesible de EPT en fase pulmonar y gástrica.

La mayor concentración bioaccesible promedio se observó en partículas de tamaño <20 µm, 343 mg kg^{-1}, 44 mg kg^{-1}, 2.8 mg kg^{-1} y 9.5 mg kg^{-1}, para de As, Pb, Cd y Zn, respectivamente. La fracción bioaccesible pulmonar de As en partículas de residuo de mina de Zimapán de tamaño <20 µm fue 3.5 veces menor a la que observaron Kastury *et al*. (2018) en residuos de mina, en Victoria, Australia (1,200 mg kg^{-1}). Los 44 mg kg^{-1} de Pb bioaccesible fueron 19 veces mayor a la concentración bioaccesible de Pb (2.3 mg kg^{-1}) que determinaron Guney *et al*. (2017) en residuos de mina (<20 µm) al norte de Quebec, Canadá. Mientras, la concentración de Cd (2.8 mg kg^{-1}) fue 2.8 veces mayor a la concentración bioaccesible pulmonar de Cd que determinaron Caboche *et al*. (2011), en cenizas de carbón pulverizado. Finalmente, la mayor concentración de Zn bioaccesible pulmonar (9.5 mg kg^{-1}) fue 1.8 veces mayor a que determinaron Drahota *et al*. (2018) en residuos de mina <11 µm en Kaňk, República Checa (5.4 mg kg^{-1}).

La concentración de As, Pb, Cd y Zn bioaccesible gástrica en el tamaño de partícula <20 µm fue: 744 mg kg^{-1}, 1,396 mg kg^{-1}, 19.2 mg kg^{-1} y 2,048 mg kg^{-1}, respectivamente. La

concentración bioaccesible gástrica de As fue dos veces mayor al valor promedio que determinaron Moreno *et al*. (2012) en residuos de mina en Zimapán, Hidalgo (332.2 mg kg^{-1}). La concentración bioaccesible gástrica de Pb en muestras de tamaño <20 µm fue 1.8 veces mayor a la que determinaron Kastury *et al*. (2018) en residuos de mina de tamaño <10 µm en Victoria, Australia (aproximadamente 763 mg kg^{-1}). Mientras que la concentración de Cd fue 16 veces mayor a la que determinaron Wang *et al*. (2016) en la fracción de polvo <63 µm de parques urbanos en Nanjing, China (1.2 mg kg^{-1}). En contraste, la concentración de Zn fue 0.6 veces menor a los 3,130 mg kg^{-1} promedio de Zn bioaccesible que determinaron Moreno *et al*. (2012) en residuos de mina de Zimapán, Hidalgo.

CONCLUSIONES

El residuo de mina bajo estudio lo constituyen 33% de partículas menores a 100 µm y los vientos dominantes soplan en dirección de la cabecera municipal donde se concentra la población humana. Estas condiciones favorecen la dispersión de los residuos en dirección de la zona urbana de Zimapán. Menor susceptibilidad magnética en la fracción (74-100 µm) propició mayor dispersión con respecto a los otros dos tamaños. Alta concentración pseudototales y bioaccesible (gástrica y pulmonar) de As, Pb, Cd y Zn en los tres tamaños de las fracciones de residuos de mina representan riesgo ambiental y sus implicaciones de salud en los pobladores deben analizarse más profundamente en futuras investigaciones. Así como establecer concentraciones máximas permisibles (pseudototales y bioaccesibles) en partículas potencialmente erosionables provenientes de residuos de mina; que no existen en México ni a nivel internacional. Ello con el fin de proteger la salud humana y no solo para legalizar la contaminación del aire que causa la minería.

BIBLIOGRAFÍA

Basta N.T. and Juhasz A. (2014). Using in vivo bioavailability and/or in vitro gastrointestinal bioaccessibility testing to adjust human exposure to arsenic from soil ingestion. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 79(1), 451-472.

Brotons J.M., Díaz A.R., Sarría F.A. and Serrato F.B. (2010). Wind erosion on mining waste in southeast Spain. *Land Degradation and Development*, 21(2), 196-209.

Choi Y., Park K., Kim I. and Kim S.D. (2018). Combined toxic effect of airborne heavy metals on human lung cell line A549. *Environmental Geochemistry and Health,* 40(1), 271-282.

García G., Mantec J.I. y Faz A. (2003). Riesgo y calidad ambiental de los terrenos del antiguo distrito minero de La Unión Cartagena, Murcia. En: Rábano, I., Manteca, I., García, C (Eds), *Patrimonio Geológico y Minero y Desarrollo Regional*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid. 301-306.

Guney M., Chapuis R.P. and Zagury G.J. (2016). Lung bioaccessibility of contaminants in particulate matter of geological origin. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), 24422-24434.

Guney M., Bourges C.M.J., Chapuis R.P. and Zagury G.J. (2017). Lung bioaccessibility of As, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn in fine fraction (< 20 µm) from contaminated soils and mine tailings. *Science of the Total Environment*, 579, 378-386.

ISO 1995. ISO Standard 11466, Soil quality: Extraction of trace elements soluble aqua regia. Geneva: International Organization for Standardization.

Juhasz A.L., Weber J., Smith E., Naidu R., Marschner B., Rees M., Rofe A., Kuchel T. and Sansom, L. (2009). Evaluation of SBRC-gastric and SBRC-intestinal methods for the prediction of in vivo relative lead bioavailability in contaminated soils. *Environmental Science and Technology*, 43(12), 4503-4509.

Juhasz A.L., Gancarz D., Herde C., McClure S. and Scheckel K.G. (2014). *In situ* formation of pyromorphite is not required for the reduction of in vivo Pb relative bioavailability in contaminated soils. *Environmental Science and Technology*. 48, 7002-7009.

Kastury F., Smith E., Karna R.R., Scheckel K.G. and Juhasz A.L. (2018). An inhalation-ingestion bioaccessibility assay (IIBA) for the assessment of exposure to metal(loid)s in PM 10. *Science of The Total Environment*, 631, 92-104.

Moreno T.R., Téllez H.J., y Monroy F.M. (2012). Influencia de los minerales de los jales en la bioaccesibilidad de arsénico, plomo, zinc y cadmio en el distrito minero Zimapán, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(3), 203-218.

Moss O., (1979). Simulants of lung interstitial fluid. *Health Physics*, 36 (3), 447-448.

Wang J., Li S., Cui X., Li H., Qian X., Wang C. and Sun Y. (2016). Bioaccessibility, sources and health risk assessment of trace metals in urban park dust in Nanjing, Southeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 128, 161-170.

Zota A.R., Willis R., Jim R., Norris G.A., Shine J.P., Duvall R.M., Schaider L. and Spengler J.D. (2009). Impact of mine waste on airborne respirable particulates in northeastern Oklahoma, United States. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(11), 1347-1357.

EVALUACIÓN DEL MAPEO DIGITAL DE SUELOS CON ArcSIE EN LA CUENCA DEL RÍO MAYO

Madaí Sánchez Galindo[1]; Demetrio S. Fernández Reynoso[1]; José Luis García Rodríguez[2]; Salvador Adame Martínez[3]; Antonia Macedo Cruz[1]; Adolfo A. Exebio García[1]

[1] Posgradro de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados Campus Montecillos. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México.
[2] Departamento de Ingeniería y Gestión Forestal y Ambiental, Universidad Politécnica de Madrid. Avda. de las Morenas s/n, 28040, Madrid.
[3] Facultad de Planeación Urbana y Regional, Universidad Autónoma del Estado de México. Instituto Literario 100, Centro, 50000 Toluca de Lerdo, Méx. sanchez.madai@colpos.mx

RESUMEN

El mapeo digital de suelos (MDS) se ha utilizado cada vez más para proporcionar información espacial rápida y precisa para apoyar a los tomadores de decisiones en los programas de planificación agrícola y ambiental. Con el propósito de determinar el potencial de uso del MDS, en este estudio, utilizamos ArcSIE, con un enfoque basado en conocimiento experto para mapear los suelos presentes en la cuenca alta del río Mayo. El desempeño del mapa de suelos derivado se evaluó mediante el índice Kappa y la precisión general derivados de una matriz de confusión generada a partir de un proceso de validación donde se tomaron 89 sitios de verificación en campo. El enfoque del MDS con ArcSIE demostró ser adecuado para el mapeo de suelos en la cuenca alta del río Mayo, una cuenca donde predominan los suelos asociados a una orografía abrupta, al presentar una confiabilidad global de 85% y un índice Kappa de 0.8.

PALABRAS CLAVE: *lógica difusa, índice Kappa, precisión global.*

INTRODUCCIÓN

La escasez de estudios de suelos tanto a nivel mundial como nacional, aunado a la situación que los métodos convencionales de levantamiento de suelos consumen tiempo y son de alto costo (Rossiter, 2005; A. X. Zhu et al., 2001), genera una demanda de información edáfica de mediana resolución, especialmente crítica en zonas donde la información de suelos es muy limitada.

Las tecnologías emergentes han creado nuevas oportunidades para apoyar los métodos de levantamiento cuantitativo de suelos, que generen predicciones con mayor precisión y exactitud. Al respecto, el mapeo digital de suelos (MDS) permite la representación de la variación espacial de las clases del suelo, a fin de apoyar la toma de decisiones sobre conservación de los suelos, manejo de cuencas y desarrollo de proyectos agro-ambientales, entre otras.

La teoría de los conjuntos difusos constituye uno de los avances científicos más importantes empleados en la clasificación de los suelos (Zadeh, 1965). Los algoritmos desarrollados bajo lógica difusa tienen la capacidad de aprender de los datos suministrados y de procesar una gran cantidad de información, compleja e imprecisa (Valera R. et al., 2019).





Esta característica permite explorar y evaluar las relaciones suelo-paisaje en sectores de alta complejidad como las áreas montañosas.

Con el fin de superar superar algunas limitaciones de un estudio de suelos tradicional, las investigaciones y herramientas han aplicado técnicas basadas en el conocimiento y conceptos de lógica difusa como un enfoque predictivo, como, por ejemplo, ArcSIE (Shi, 2013).

Este modelo, tiene como base la ecuación de McBratney et al. (2003) quien generalizó la propuesta por (Jenny, 1994) (clorpt) y formuló una nueva ecuación, con el objetivo de modelar las variables responsables de los procesos de formación del suelo, a través de una descripción cuantitativa y empírica de relaciones entre otros factores espacialmente georreferenciados (covariables ambientales), utilizados como funciones de predicción espacial. Esta es la función SCORPAN con siete factores: S = suelo, otras propiedades del mismo en una ubicación determinada; c = clima, propiedades climáticas; o = organismos, vegetación o fauna o actividades humanas; r = topografía, atributos del paisaje; p = material parental, litología; a = edad, factor de tiempo; n = espacio, ubicación espacial (Dobos y Hengl, 2009). Cada factor está representado por un grupo de una o más variables continuas o categóricas.

En este sentido, el objetivo de esta investigación fue evaluar el desempeño, a través de la validación de campo, el modelo ArcSIE para predecir las unidades de suelo (clasificados según la Base Referencial Mundial, WRB) en la parte alta de la cuenca del río Mayo, desde un enfoque basado en conocimiento experto (reglas).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio.

La cuenca alta del río Mayo se encuentra al noroeste de la República Mexicana entre los estados de Sonora y Chihuahua, con una ubicación geográfica de 28° 20' 50.34" - 26° 57' 59.67" N y 109°48' 46.18" - 108° 8' 50.78" O. Limita al oeste con los estados de Sonora y Sinaloa, al sur con el estado de Durango y al este con los altiplanos centrales del estado de Chihuahua. Predominan los suelos asociados a una orografía abrupta, sobresalen aquellos sujetos a erosión intensa (leptosol, 13.05%), los sujetos al transporte de materiales gruesos (regosol, 18.05%), y depósitos de materiales finos (phaeozem, 61.23%), los derivados del intemperismo de materiales volcánicos (cambisol 7.10%) y en menor proporción los depósitos de materiales en suspensión (fluvisol) (INEGI, 2009; INEGI, 2017).

El proceso de mapeo digital de suelos mediante ArcSIE y SoLIM y su evaluación constó de cuatro pasos principales (i) Establecimiento de relaciones suelo-paisaje; (ii) generación de covariables ambientales; (iii) inferencia del suelo y (iv) evaluación de la confiabilidad de los mapas de suelos inferidos.

i. **Establecimiento de relaciones suelo-paisaje.** A través de recorridos, geomorfología de la zona y muestreo de suelos, se desarrolló una secuencia catenaria donde se identificaron cinco zonas con formas y configuraciones observables y su relación con los cinco grupos taxonómicos de suelos presentes en la cuenca: Cambisol, Leptosol, Regosol, Phaeozem y Fluvisol (de acuerdo con la IUSS Working Group WRB, 2015).

ii. Generación de covariables ambientales. De acuerdo con la secuencia catenaria los principales impulsores de la diferenciación del suelo en la zona fueron el factor relieve y organismos, por lo que para su representación se seleccionaron cinco covariables ambientales. Para representar el fator organismos se consideró el NDVI (Rouse et al., 1973) utilizando una imagen satelital multiespectral SENTINEL-2 (año 2020) de 15 m de resolución espacial, la cual fue normalizada topográficamente y corregida radiométricamente. El índice se obtuvo mediante la relación entre la banda visible y la banda infrarroja del espectro electromagnético, utilizando el programa ArcGIS®. Para el factor relieve se utilizó la información proveniente de un modelo digital de elevaciones (MDE) de 15 m de resolución espacial derivado de INEGI (2012). Posteriormente, derivado del MDE se crearon las covariables ambientales: altitud (ALT), pendiente (P), curvatura vertical (CV), curvatura horizontal (CH), e índice de posición topográfica (IPT). Los parámetros topográficos, excepto el IPT, fueron generados bajo el marco de ArcSIE. Estos parámetros topográficos fueron determinados empleando la ecuación de Evans-Young ajustado a una ventana con vecindad de 100x100 pixeles. El IPT se clasificó en cuatro categorías (cima de una cresta, pendiente pronunciada, pendiente suave y fondo de cañón) con un tamaño de vecindario de 100 celdas y una pendiente de 5% a través de la herramienta Land Facet Corridor (Jenness, 2006).

iii. Inferencia del suelo. El mapeo digital de los grupos de suelo se realizó a través del marco de los programas ArcSIE versión 10.4.103 (Shi, 2013), donde se utilizó la técnica razonamiento basado en reglas (RBR) para definir la relación entre los valores de las covariables ambientales y los grupos de suelo de referencia (Cambisol, Leptosol, Regosol, Phaeozem y Fluvisol) presentes en la cuenca. Bajo este enfoque se cuantificó el conocimiento descriptivo obtenido en las relaciones suelo-paisaje (Figura 1) estableciendo límites y gradación de pertenencia de cada grupo de suelo, mediante la formulación de un conjunto de reglas que permitieron representar el conocimiento a través curvas de optimización (curvas de pertenencia). Posteriormente, se generó un conjunto de mapas de pertenencia difusos en todos los tipos de suelo, en los cuales se mostró la variación espacial de pertenencia en un determinado tipo de suelo en todo el paisaje, donde 0 representó ninguna similitud y 1, alta similitud (Zhu et al., 2010; Zhu, 1997). Posteriormente, los mapas de membresía de todas las series de suelos se "endurecieron" en celdas de cuadrícula para producir una superficie de suelo desagregada (A. X. Zhu et al., 2001).

iv. Evaluación de la confiabilidad de los mapas de suelos inferidos. Se calcularon la matriz de confusión, el índice global (G) y el índice Kappa (k) para evaluar cuántos sitios de los 89 obtenidos para la validación de campo coinciden correctamente con el grupo de suelo pronosticado en el mapa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mapa endurecido obtenido a partir de los mapas de pertenencia difusa se presenta en la Figura 1. En este, se muestra la distribución espacial de los cinco grupos de suelos (Cambisol, Fluvisol, Phaeozem, Regosol y Leptosol) inferidos por ArcSIE en la zona de





estudio. De acuerdo con el mapa de suelo obtenido, se evidencia el escaso desarrollo edáfico en la casi generalidad de los suelos de laderas de los paisajes del área estudiada; con un 47.8% de los pixeles clasificados como leptosoles.

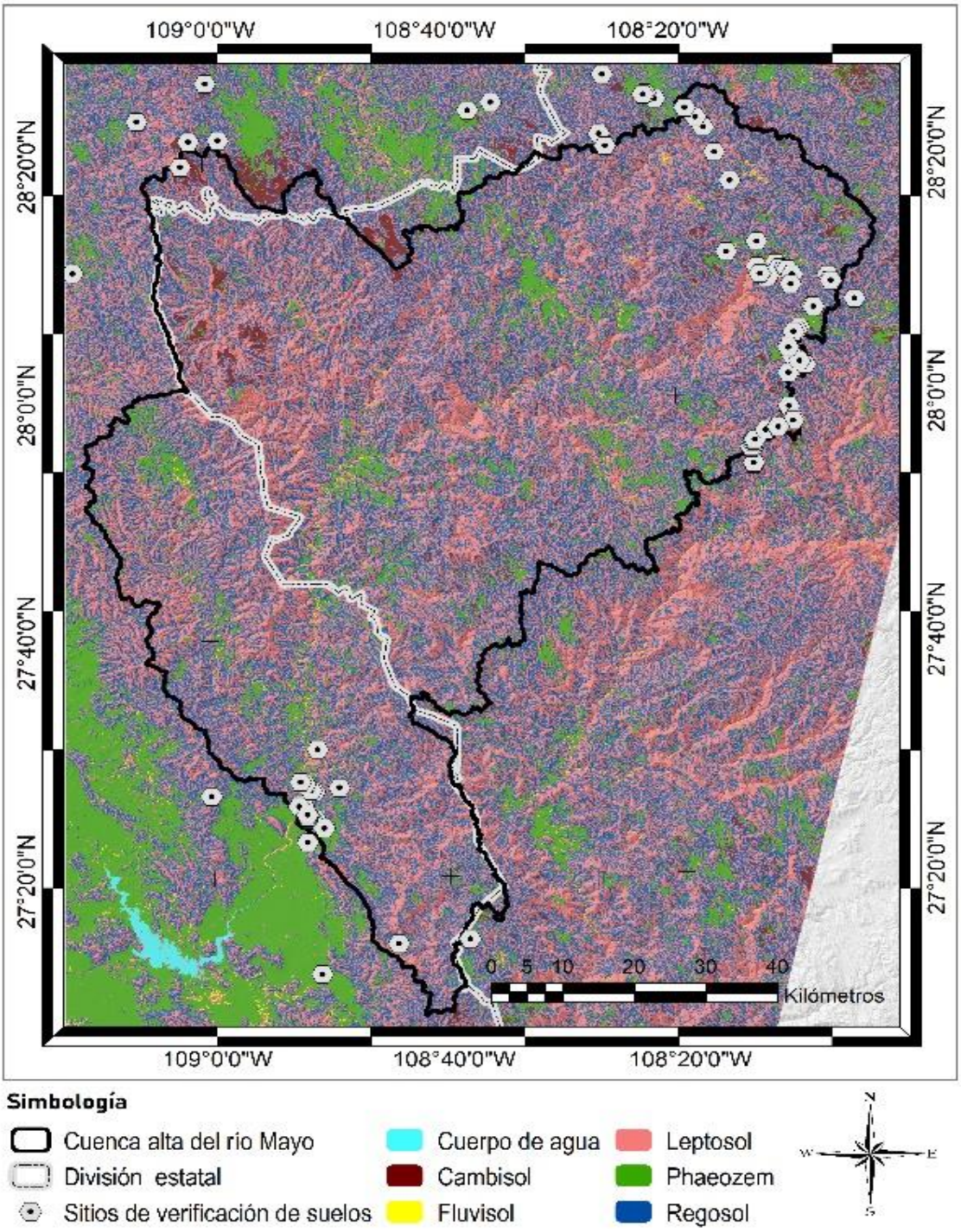


Figura 1. Mapa endurecido obtenido con ArcSIE en la cuenca del río Mayo.

En el 0 se muestra la matriz de confusión generada al comparar clase por clase la relación entre las unidades de suelo observadas en campo (89 sitios de verificación: 32 para leptosol, 8 para cambisol, 25 para regosol, 15 para phaeozem y 9 para Fluvisol) y las correspondientes unidades obtenidas por clasificación con ArcSIE. La suma de los valores diagonales muestra el número de sitios validados que coinciden correctamente con la unidad de suelo inferida. De esta manera, se obtuvo que 76 sitios de un total de 89 fueron clasificados correctamente mediante ArcSIE.

La clasificación digital de los grupos de suelos mediante el modelo ArcSIE logró una precisión global del 85% y un índice Kappa de 0.80, lo que sugiere un desempeño sustancial según Landis y Koch (1977). Estos resultados son ligeramente superiores a los derivados de la investigación realizada por McKay et al. (2010) en dos áreas de estudio con paisajes de colinas y valles con pendientes de terreno variables en Vermont (USA) utilizando ArcSIE. La predicción arrojó resultados de 73.7 y 71.4% de exactitud.

Cuadro 1. Matriz de confusión que muestra el número de sitios inferidos correctamente de acuerdo con los observados en cada punto de validación, para evaluación del mapa de suelos generado con ArcSIE.

Unidad de suelo inferido	Unidad de suelo observado					
	Leptosol	Cambisol	Regosol	Phaeozem	Fluvisol	Total (Inferido)
Leptosol	**27**	1	0	0	0	39
Cambisol	1	**5**	0	0	0	5
Regosol	4	1	**22**	0	2	22
Phaeozem	0	1	3	**15**	0	21
Fluvisol	0	0	0	0	**7**	2
Total (observado)	32	8	25	15	9	89

En general, los modelos obtenidos presentan de moderada a alta capacidad predictiva, ya que, como regla general, el mapeo digita de suelo puede considerarse adecuado si los valores de la precisión global son superiores al 70%, debido a que indican un adecuado grado de concordancia (Zhu et al., 2010).

CONCLUSIONES

Los resultados del mapeo digital de suelo, bajo el enfoque de lógica difusa, asociado al conocimiento experto, con ArcSIE es una alternativa confiable para la generación y análisis del recurso suelo, que puede contribuir a mejorar la toma de decisiones para resolver los problemas ambientales y limitaciones agronómicas de gran importancia, al proporcionar predicciones con adecuada exactitud, que capturaron la variabilidad de las relaciones suelo-paisaje en la zona de la cuenca del río Mayo.

El mapeo digital de suelos basado en el conocimiento es una opción precisa para la predicción espacial de los grupos del suelo taxonómico.

BIBLIOGRAFÍA

Dobos, E., & Hengl, T. (2009). Soil mapping Applications. In Developments in Soil Science (Vol. 33, Issue C, pp. 461–479). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)00020-2

INEGI. (2017). Estudio de información integrada de la Cuenca Río Mayo y otras. Aguascalientes, México. 92p. ISBN 978-607-739-992-6.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2012) Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0). Recuperado en septiembre 2021 de: https://www.inegi.org.mx/temas/relieve/continental/#Descargas

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2009). Conjunto de datos vectorial edafológica escala 1:250 000 serie II (continuo nacional). Recuperado en diciembre 2021 de: https://www.inegi.org.mx/temas/relieve/continental/#Descargas

IUSS Working Group WRB. (2015). Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. http://www.fao.org

Jenness, J. (2006). Land Facet Corridor (1.3a).

Jenny, H. (1994). Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. Dover.

Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. International Biometrics Society, 33(1), 159–174.

McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L., & Minasny, B. (2003). On digital soil mapping. Geoderma, 117(1–2), 3–52. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4

McKay, J., Grunwald, S., Shi, X., & Long, R. F. (2010). Evaluation of the Transferability of a Knowledge-Based Soil-Landscape Model. In Digital Soil Mapping (pp. 165–178). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8863-5_14

Rossiter, D. G. (2005). Digital soil mapping: Towards a multiple-use Soil Information System. Análisis Geográficos (Revista Del Instituto Geográfico" Augusín Codazzi"), 32(1), 7–15. http://www.itc.nl/personal/rossiter

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1973). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation.

Shi, X. (2013). ArcSIE User's Guide (pp. 1–111). SIE LLC.

Valera R., Á., Pineda C., M., & Viloria, J. A. (2019). Cartografía digital de clases de suelo con lógica difusa en áreas de montaña. Revista Geográfica Venezolana, 60(1), 106–199.

Zadeh, L. A. (1965). Fuzzy logic. Information and Control, 8(3), 338–353. https://doi.org/10.1016/s0019- 9958(65)90241-x

Zhu, A. X., Hudson, B., Burt, J., Lubich, K., & Simonson, D. (2001). Soil Mapping Using GIS, Expert Knowledge, and Fuzzy Logic. Soil Science Society of America Journal, 65(5), 1463. https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551463x

Zhu, A. X., Yang, L., Li, B., Qin, C., Pei, T., & Liu, B. (2010). Construction of membership functions for predictive soil mapping under fuzzy logic. Geoderma, 155(3–4), 164–174. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.024

Zhu, A.-X. (1997a). A similarity model for representing soil spatial information. Geoderma, 77(1), 217–242.

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN SUELOS DE LA MINA "AIRE LIBRE", MUNICIPIO DE TEZIUTLÁN, PUEBLA

María del Socorro Fuentes Andrade[1]; Miguel Ángel Valera Pérez[2]; Otilio Arturo Acevedo Sandoval[3]; María Guadalupe Tenorio Arvide[2]; Yaselda Chavarin Pineda[2] y Gladys Linares Fleites[2]

[1]Universidad Tecnológica de la Sierra Hidalguense, Dirección de Ciencias Naturales
[2]Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Instituto de Ciencias, Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, Av. 14 Sur 6301, CP 72450, Puebla, Puebla
[3]Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería.
miguel.valera@correo.buap.mx

RESUMEN

Con el objetivo estimar la contaminación potencial por Fe, Zn, Mn, Cu y Pb en los suelos de la cuenca alta del Río Atexcaco, en la Sierra Nororiental del estado de Puebla, se efectuó, con la determinación de propiedades físicas y químicas de los suelos, la extracción secuencial de los metales el posterior análisis de su distribución espacial mediante modelación geo-estadística. Los resultados mostraron que el movimiento del agua en la cuenca ha originado una mayor concentración de los metales en su parte baja. Es posible que las condiciones de pH y Potencial Redox del suelo, ocasionen la forma de distribución de las fracciones disponibles de Fe, Mn y Pb; que no siguen el patrón de distribución de acuerdo a los escurrimientos. En conclusión, los suelos en la cuenca alta del Río Atexcaco presentan una potencial contaminación por Fe, Zn, Mn, Cu, y Pb, debido a que las concentraciones ligadas a la materia orgánica del suelo de cada uno de estos metales superan los valores máximos permitidos. Teniendo en cuenta que dicha fracción se encuentra fácilmente disponible el riesgo de toxicidad es elevado.

PALABRAS CLAVE: *especiación de los metales, kriging ordinario, Andisoles.*

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con el informe del Mineral Commodity Summaries (USGS, 2019), a nivel mundial el mayor productor de Ag es México, es octavo lugar con el Au, séptimo con el Cu, sexto con el Zn y quinto con el Pb. La destrucción del ecosistema es el extremo efecto debido a la excavación de minas, el daño ambiental inicia con la remoción de minerales, durante el proceso y la extracción de metales. Por tanto, la minería se convierte en la actividad antropogénica generadora de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) más importante del mundo; han sido ampliamente documentados los efectos nocivos en la salud principalmente de humanos y en los ecosistemas (Brevik *et al.*, 2020). Muchos de estos EPT son carcinogénicos, mutagénicos y genotóxicos y han representado graves problemas de salud pública en el mundo (As en Bangladesh, Cd en Tailandia, Hg en Guatemala y Brasil) y en México (Pb en Torreón, As en la Comarca Lagunera, Zimapán y Hermosillo). El suelo

representa el receptáculo natural y una importante vía indirecta de ingesta de EPT por lo que su caracterización y remediación representan tareas prioritarias en regiones mineras.

La región estudiada en este trabajo corresponde a la cuenca alta del Río Atexcaco, en los municipios de Teziutlán y Hueyapan. Es una región de la Sierra Nororiental del estado de Puebla, donde la actividad de la mina "Aire Libre" causó que los metales pesados se acumularan en el suelo.

El objetivo de este trabajo fue estimar la contaminación potencial por Fe, Zn, Mn, Cu y Pb en los suelos de la cuenca alta del Río Atexcaco, a través de la determinación de sus propiedades físicas, químicas y de la extracción secuencial de los metales (fracción total, fracción disponible y fracción ligada a la materia orgánica del suelo), con el posterior análisis de su distribución espacial mediante modelación geo-estadística.

METERIALES Y MÉTODOS

El área comprendida en el estudio es de 3.2 hectáreas de suelos identificados como Andisoles (Soil Survey Sttaf, 2014), en lo particular se trata de Fulvudands. Para el muestreo geoestadístico de suelos se partió de un diseño en Grid o rejilla (Hernández *et al.*, 2018), obteniendo 52 puntos equidistantes cada 250 m, registrando sus coordenadas UTM para situarlos en el terreno. De los 52 puntos obtenidos solo se tomaron 16 muestras representativas. El motivo fue por la dificultad que se tuvo durante el trabajo de campo para acceder a todos los puntos seleccionados. La información se procesó con ArcGis. Las muestras de suelo se tomaron con una barrena tipo holandesa de acero inoxidable a una profundidad de 20 cm. La caracterización física y química de las muestras de suelo se efectuó con base a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Densidad Aparente, Textura, pH, Materia Orgánica Total, Capacidad de Intercambio Catiónico, Bases Intercambiables). Se determinaron las propiedades ándicas de los suelos (Soil Survey Sttaf, 2014), con el fin de comprobar su identificación como Fulvudands.

La especiación de los metales Fe, Zn, Mn, Cu y Pb contenidos en los suelos se efectuó mediante una extracción fraccionada (Zimmerman y Weindorf, 2010; Kennou *et al.*, 2015); La extracción del contenido total de los metales, se efectuó por el método de digestión con ácido nítrico (Williams *et al.*, 1987), la extracción de los metales disponibles con DTPA (Linsay & Norvell, 1978), los metales que se encuentran enlazados con la Materia Orgánica del Suelo, fueron extraídos con pirofosfato de sodio (Lauvkulich, 1981). La cuantificación de los metales extraídos (totales, disponibles y ligados a la materia orgánica), se efectuó por espectrofotometría de absorción atómica.

Con los datos resultantes de la especiación de cada metal, se efectuó el análisis Geoestadístico mediante la aplicación del Kriging Ordinario (Cristobal-Acevedo *et al.*, 2008), elaborándose los mapas que aparecen en las figuras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro I, se presentan los resultados de las propiedades químicas de los suelos en estudio. Respecto a la especiación de los metales pesados. De los 16 sitios muestreados se presentan el contenido de Fe, Zn, Mn, Cu y Pb de la fracción total, la fracción disponible y la fracción que está ligada a la materia orgánica del suelo (Cuadro II).

Cuadro 1. Valores promedio de propiedades químicas del suelo

Muestra	pH		MO	CO	CIC	Ca^{++}	Mg^{++}	Na^{+}	K^{+}
	H_2O	KCl	%		Cmol(+)/Kg				
EAM002	3.96	4.12	24.54	14.23	45.75	0.8	0.8	1.2	4.75
EAM003	4.44	4.53	15.80	9.16	32.75	1.8	2.5	2.6	2.9
EAM007	5.05	4.92	72.78	42.22	59	17.2	1.7	4.05	2.35
EAM011	4.11	4.24	25.13	14.58	42	2	0.9	3.75	2.35
EAM014	3.98	4.21	12.52	7.26	21.75	1.1	1	3.3	9.7
EAM016	4.02	4.46	20.09	11.65	12.75	1	0.7	3.25	9.4
EAM018	4.07	3.99	11.26	6.53	22.25	0.3	1.1	3.95	4.65
EAM021	3.19	3.21	11.77	6.82	26.5	0.5	1.3	1	5.35
EAM024	3.68	4.22	26.47	15.36	41.5	0.2	0.9	2.55	9.45
EAM028	3.76	3.69	6.13	3.56	20	0.9	3.6	5.25	2.75
EAM032	4.53	4.33	46.89	27.20	38.5	7.6	2.8	2.25	4.2
EAM034	4.04	4.18	34.71	20.13	43	0.8	1.3	3.2	8.75
EAM036	4.09	4.51	22.69	13.16	15.75	0.9	1	2.55	7.6
EAM039	3.82	4.21	30.76	17.84	53.5	1.6	0.5	1.1	3.1
EAM041	3.67	4.08	16.22	9.41	30.75	0.5	2.2	3.3	8
EAM052	3.4	3.4	17.73	10.29	24.25	0.4	0.5	1.65	7.1

Cuadro 2. Concentración de los metales pesados en las diferentes fracciones en las muestras de suelo

Muestra	Total					Fácilmente disponible					Ligado a la materia orgánica				
	Fe	Cu	Zn	Mn	Pb	Fe	Cu	Zn	Mn	Pb	Fe	Cu	Zn	Mn	Pb
	(mg/Kg)														
EAM002	26500	110	170	3500	250	45	20	10	30	10	4860	60	60	1290	70
EAM003	5250	190	370	6500	450	30	25	15	75	10	2650	100	110	2080	60
EAM007	45750	8249	9000	12750	5000	20	390	380	nd	nd	5248	4250	3500	7749	2499
EAM011	28750	100	190	2250	140	30	10	5	25	5	2610	30	50	830	nd
EAM014	46000	30	100	2750	80	30	5	nd	25	5	3540	10	20	310	nd
EAM016	29000	90	190	2750	200	15	5	nd	nd	5	2140	50	70	450	40
EAM018	16000	70	260	2250	120	55	20	nd	20	15	4190	50	20	420	30
EAM021	36250	130	120	4250	70	90	30	nd	35	nd	4000	80	30	890	30
EAM024	22250	150	90	5500	390	45	5	nd	nd	5	6670	100	30	1300	130
EAM028	18750	40	60	2250	80	45	10	nd	5	15	2650	20	30	210	10
EAM032	11000	35	170	2750	330	113	8	53	165	98	1260	10	70	1140	210
EAM034	24500	90	110	3000	270	35	5	nd	nd	15	4120	50	40	500	60
EAM036	24750	40	80	4000	160	20	nd	nd	nd	5	1740	20	30	330	20
EAM039	18750	110	210	5250	580	68	15	38	15	38	6790	40	150	850	220
EAM041	30250	50	150	3000	150	35	nd	nd	nd	5	1430	20	40	200	10
EAM052	10250	80	120	2250	770	255	10	nd	nd	60	3330	30	20	10	650

nd: No determinado

Se comparó la concentración de los metales disponibles con los valores de carga crítica, para ello y en ausencia de una norma mexicana en el **Cuadro III** se presentan los criterios estándares para declarar un suelo contaminado y que han sido propuestos por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, en esta clasificación se hizo una diferenciación entre los máximos aceptables en función del uso del suelo (agrícola y forestal) y a la vez en función del pH de suelo. Actualmente para el Fe y Mn disponibles, hay controversia sobre los valores de referencia para establecer las Concentraciones Máximas Aceptables (CMA), por lo que el criterio fue considerara las concentraciones de 2000 ppm, presentes en suelos

muy ácidos y con problemas de toxicidad por Fe (Garnett *et al.*, 1987); como concentración límite en el caso de Mn el valor fue de 500 ppm, a partir de la cual para la mayoría de los cultivos agrícolas se generan problemas de toxicidad.

Cuadro 3. Criterios propuestos por la consejería de medio ambiente de la junta de andalucía (1999).

Elemento	Suelos agrícolas[1] <7	>7	PN	AI
	mg/Kg			
Cu	<50	>100	>500	>1000
Pb	<100	>200	>1000	>2000
Zn	<200	>300	>1000	>3000

[1]Valores máximos permitidos
PN: Valor de intervención para parques naturales y zonas forestales
AI: Valor de intervención para áreas industriales
<7 = pH 5-7
>7 = pH >7

Respecto a la distribución espacial de los metales en el área en estudio. Los mapas de distribución espacial de los metales permitieron ver gráficamente el porcentaje de la superficie estudiada que supera los valores máximos permitidos. Cómo ejemplo solo mostramos los referentes a las diferentes fracciones del Pb (Figura 1).

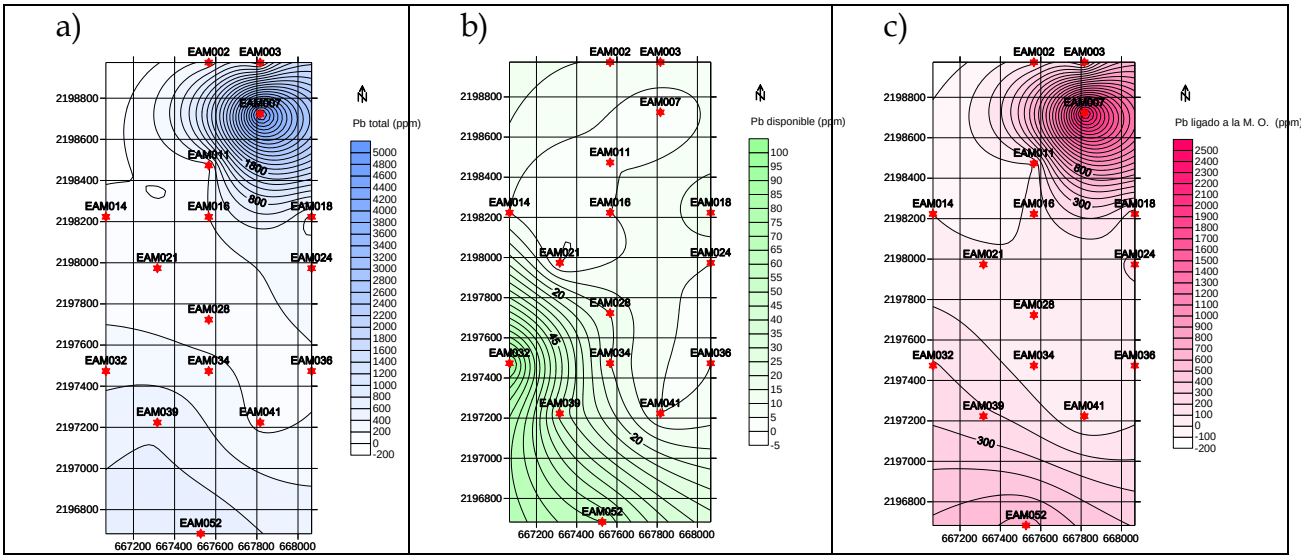


Figura 1. Mapas de distribución espacial de la especiación del Plomo en la cuenca alta del Río Atexcaco, municipios de Teziutlán y Hueyapan, estado de Puebla.

CONCLUSIONES

El movimiento del agua en la cuenca ha originado una mayor concentración de los metales en su parte baja, esto es favorecido por las condiciones de un fuerte lavado, debido a las características climáticas locales, que implican una alta pluviosidad (precipitación media anual superior a 2000 mm). Es posible que las condiciones de pH y Potencial Redox del suelo, ocasionen la forma de distribución de las fracciones disponibles de Fe, Mn y Pb, que no siguen el patrón de distribución de acuerdo a los escurrimientos de agua de la parte alta a la baja en la cuenca. Por otra parte, se destacan los elevados valores de fondo del suelo de cada uno de los metales estudiados, que para todos los metales supera los máximos permitidos para suelos de uso agrícola. Las condiciones ambientales favorables propician una futura disponibilidad de estos, por lo que se pueden considerar suelos con un alto riesgo potencial de contaminación. En resumen, los suelos en la cuenca alta del Río Atexcaco presentan una potencial contaminación por Fe, Zn, Mn, Cu, y Pb, debido a que las concentraciones ligadas a la materia orgánica del suelo de cada uno de estos metales superan los valores máximos permitidos. Teniendo en cuenta que dicha fracción se encuentra fácilmente disponible el riesgo de toxicidad es elevado.

BIBLIOGRAFÍA

Brevik, E. C., Slaughter, L., Singh, B. R., Steffan, J. J., Collier, D., Barnhart, P., and Pereira, Paulo. (2020). Soil and Human Health: Current Status and Future Needs. Air, Soil and Water Research, 13:1–23. DOI: 10.1177/1178622120934441

Cristobal-Acevedo, D., Álvarez-Sánchez, M. E., Hernández-Acosta, E., Maldonado-Torres, R., Pérez-Grajales, M., y Castro-Brindis, R. (2008). Spatial Variability of Chemical Properties of the Soil and its Use in the Design of Experiments Terra Latinoamericana, 26(4):317-324.

Garnett, K., Kirk P. W., Lesater, J. N. (1987). Assessment of the internations of metals and nitrioacetic acid in soil. Water, air and soil pollution 34(14):55-69.

Hernández, W., Marco, L. M., Torres, D., y Romero, P. (2018). Variabilidad espacial del pH y del contenido de Fe_2O_3 en suelos de la cuenca del río Tabure del estado Lara. Cienc Tecn UTEQ, 11(1):19-27. DOI: https://doi.org/10.18779/cyt.v11i1.202

Kennou, B., El Meray, M., Romane, A., y Arjouni, Y. (2015). Assessment of heavy metal availability (Pb, Cu, Cr, Cd, Zn) and speciation in contaminated soils and sediment of discharge by sequential extraction. Environ Earth Sci 74:5849–5858. DOI 10.1007/s12665-015-4609-y

Lauvkulich, L. M. (1981). Manual of pedology laboratory Department of Soil Science, University of British Columbia. Vancouver, Canada.

Linsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for cinc, iron, manganese and copper. Soil Science Society of America Journal 42, 421-428.

Soil Survey Staff. (2014). Keys to Soil Taxonomy. Soil Conservation Service, 12, 360. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf.

U.S. Geological Survey. (2019). Mineral commodity summaries 2019: U.S. Geological Survey, 200 pp. https://doi.org/10.3133/70202434.

Williams, D. E., Vlamis, J., Pukite, A. H. and Corey, J. E. (1984). Metal movement in sludge-treated soils after six years of sludge addition: 1. Cadmium, copper, lead, and zinc. Soil Science 37, 351-359.

Zimmerman, A. J., y Weindorf, D. C. (2010). HeavyMetal and TraceMetal Analysis in Soil by Sequential Extraction: A Review of Procedures. International Journal of Analytical Chemistry Volume 2010, Article ID 387803, 7 pages. doi:10.1155/2010/387803

MAPEO DIGITAL DE CARBONO Y OTRAS PROPIEDADES DEL SUELO EN EL VALLE DE APAN, HIDALGO. MÉXICO

Alan Vásquez[1+]; Carla Hudler[2]; Carlos Arroyo [2]; Luisa Orozco[2]; Mario Guevara[3]

[1]Facultad de Agronomía - Universidad de San Carlos de Guatemala, Ciudad Universitaria 01012, Ciudad de Guatemala. Guatemala
[2]Toroto, Cuauhtémoc, Ciudad de México 06700, MX
[3]Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Blvd. Juriquilla 3001, Qro. MX. alan.vato350@gmail.com

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS), densidad aparente (DAP) y contenido de arcillas (ARC) son características determinantes en la producción agrícola por sus efectos en la fertilidad del suelo. Las tres características son un indicador de la calidad y productividad de los suelos en mayor o menor medida, que bajo las condiciones de suelo, clima y cultivo de cebada (*Hordeum vulgare L.*) en el valle de Apan, pueden considerarse de importancia para la planificación de la producción que adopte prácticas agronómicas favorables para secuestrar COS, con el fin de evaluar y monitorear su éxito. Esto requiere de estudiar la variabilidad espacio-temporal del *COS* principalmente, cuya información y representación espacial es actualmente deficiente para una escala detallada de mapeo en ambientes agrícolas. El objetivo es generar un mapa digital de COS, DAP y ARC para el valle de Apan a 30 cm de profundidad. La técnica de interpolación *Random Forest-Regression Kriging*. La DAP y ARC estan relacionadas inversa y directamente con el COS, el cual se asocia postivamente a la accesibilidad, altitud, bajas precicpitaciones y biomasa fotositeticamente activa, y en sentido inverso con la temperatura. Los modelos explican del 90.2-93.4% de la varianza con erroes medios de 0.17 t/ha, 0.10%, 0.027g/cm^3. Las predicciones mostraron similitud con otras caracterizaciones anteriores realizadas, especialmente en el COS. Con este trabajo, se facilita generar una línea base para el mapeo digital del COS, DAP y ARC en valle de Apan.

PALABRAS CLAVE: *carbono en ambientes agrícolas; modelación; arcilla; densidad aparente*

INTRODUCCIÓN

Actualmente, el ser humano se enfrenta a grandes retos ambientales como cambio climático, la degradación de la tierra y la pérdida de biodiversidad. Bajo este esquema, los suelos se han convertido en uno de los recursos más vulnerables (FAO, 2017). Los suelos constituyen uno de los principales reservorios de carbono, almacenando alrededor de 2500 Gt en el primer metro de profundidad. El carbono del suelo se divide en dos componentes; el carbono orgánico del suelo (COS; ~1576 Gt) y el carbono inorgánico del suelo (CIS;~938 Gt) (Batjes, 1996; Eswaran et al., 1993). La alta demanda de alimentos ha promovido el avance de la frontera agrícola y degradación de los suelos, lo que ha reducido los reservorios naturales de carbono. Se estima que se ha perdido entre el 25 y el 75% del COS en ambientes

agrícolas (Lal, 2004, 2018; Lorenz & Lal, 2018). El COS influye sobre el ciclo de nutrientes, estabilidad de agregados, estructura del suelo, infiltración y vulnerabilidad a la erosión (Lal, 2013; Tiessen et al., 1994). La gestión del COS es vital para mantener la salud de los agroecosistemas, la seguridad alimentaria y mitigar el cambio climático (Lal, 2004, 2016). Estudios previos han demostrado que el manejo adecuado de suelo puede promover el secuestro de carbono y reducir emisiones de GEI asociadas (Oertel et al., 2016; Smith et al., 2008; Soto et al., 2021). El potencial de secuestrar carbono en suelos degradados, principalmente agroecosistemas, es alto, no obstante, requiere de métodos eficientes que permitan su evaluación y monitoreo. Para evaluar el éxito de las prácticas de manejo para secuestrar COS, así como para delimitar una línea base es necesario cuantificar la variabilidad del stock de COS en tiempo y espacio (variabilidad a lo largo del paisaje y en profundidad del perfil de suelo) (England & Viscarra-Rossel, 2018). El presente busca aportar una línea base para el mapeo del stock de COS y propiedades asociadas ambientes agrícolas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Delimitación del área de estudio

Corresponde al área de influencia del acuífero y Valle de Apan, tiene una extensión aproximada de 733 km^2, donde predomina el cultivo de cebada cervecera (*Hordeum vulgare L.*) bajo un sistema de manejo convencional.

Observaciones de suelo

Los atributos del suelo (COS, DAP y ARC) se representaron con 164 observaciones de suelo colectadas en los años 2020 y 2022; 44 perfiles fueron ajustadas a 30 centímetros de profundidad con un spline de conservación de masas (Bishop et al., 1999; McBratney et al., 2002) con la implementación de (Hengl, 2019) en R, y las restantes 120 observaciones fueron colectadas a la profundidad indicada. Además, se realizó una transformación a logaritmo e.g. log(1+x) como una alternativa en el uso de la información para acercarse a una tendencia normal los datos.

Ambiente de formación de suelos

Fue representado por un conjunto de 39 capas ambientales (imágenes satelitales, índices de vegetación, atributos de terreno y superficies climáticas) en formato ráster a 30 metros de resolución espacial, que abarcan el acuífero Apan y zonas aledañas. Las capas se recopilaron de la plataforma *Google Earth Engine* (GEE) limitando la temporalidad de las capas a la década de 2010-2020, representa condiciones pasado-presentes y que abarca la temporalidad de los datos de COS colectados en campo.

Modelacion e interpolación

Se exploraron las relaciones entre las covariables ambientales y las observaciones de suelo mediante un análisis de correlación y de componentes principales para descartar la redundancia estadística existente. El COS, DAP y ARC se interpolaron empleando *Random Forest* (RF) - *Regression Kriging* (RK) con la implementación de (Hengl, 2019) en R.





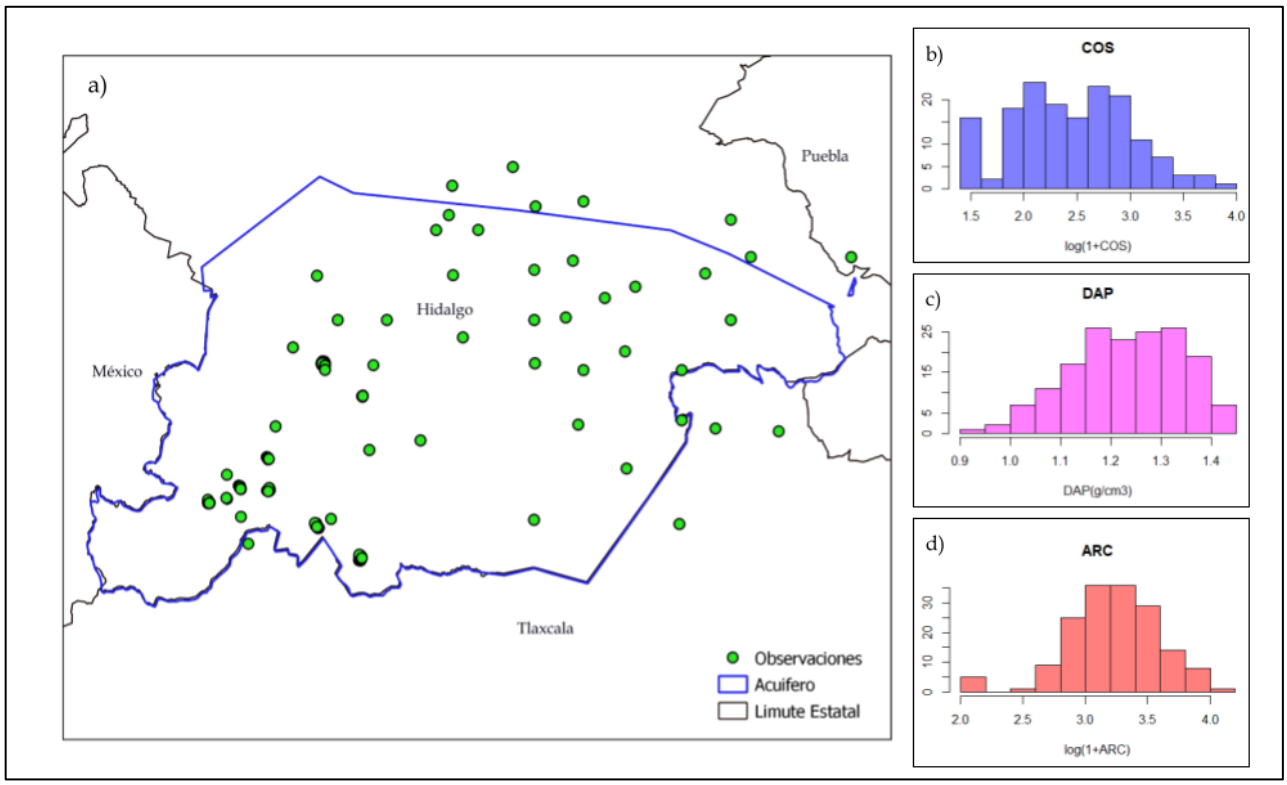


Figura 1. Ubicación Geografica del estudio y de las muestras (a), y distribución de los datos empleados de COS (b), DAP(c) y ARC (d).

Evaluación de modelos

Se realizó una validación cruzada de 5 veces para obtener el RMSE y varianza explicada para evaluar la precisión del modelo, y los componentes del variograma residual (Sill, Nugget, Range) para evaluar la estructura espacial.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Correlación con predictores

El COS y ARC presentan relaciones similares en ambos sentidos con los mismos predictores, estos son: Accesibilidad (r= 0.55, 0.53), Elevación (r= 0.51, 0.32), precipitación del cuarto más frío (bio19) (r= 0.48, 0.41), Precipitación del cuarto más seco (bio17) (r=0.46, 0.41) e Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (r=0.42, 0.32); en sentido contrario el Intervalo diurno medio (bio2)(r=-0.58, -0.42), Rango de temperatura anual (bio07) (r= -0.56, -0.42), Estacionalidad de la temperatura (bio04) (r= -0.55, -0.41), Temperatura máxima del mes más cálido (bio05) (r= -0.51, -0.37) y Temperatura media del cuarto más húmedo (bio08) (r=- -0.51 y -0.36). La DAP por su lado tiene una relación inversa a los predictores que tienen relación directa con el COS y ARC (r= -0.56, -0.37, -0.49, -0.55 y -0.43) y relación directa con aquellas que son inversas estas (r= 0.47, 0.45, 0.42, 0.41 y 0.39).

En las condiciones del acuífero Apan, el valle es la principal área cultivada y apta para agricultura de temporal, las no cultivadas mantienen coberturas naturales-seminaturales, por lo tanto también mayor COS y menor DAP, pero no necesariamente mayor ARC. El COS y ARC se asemejan, pero esto se debe únicamente a su naturaleza coloidal con efectos parecidos sobre otros atributos del suelo e igualmente limitados por otros (relieve, clima, vegetación), ya que su origen (orgánico, mineral) y permanencia en el suelo son totalmente distintos; por ello los factores de formación de suelos no contribuyen con los mismos mecanismos al contenido actual en el suelo de cada una, siendo el efecto antrópico el más influyente sobre el COS y la DAP en tierras cultivadas (Jiménez, 2001; Murray Nuñez et al., 2011), la cual es determinada en buena proporción por la textura (arena, limo y arcilla) y según (Chaudhari et al., 2013) principalmente por la arena y en segundo ligar por la materia orgánica.

Predicciones de COS, DAP y ARC

Los resultados de la validación cruzada sugieren alta precisión en el COS, ARC y DAP, (RMSE= 0.17 t/ha, 0.10%, 0.027g/cm^3; VarExp= 90.2%, 92.9, 93.4%), la autocorrelación espacial y efecto aleatorio (IDE$_{(nugget/sill)}$= 0.0, 0.12, 3.72; E$_{(nugget/sill-nugget)}$= 0.0, 0.137, 1.44). las predicciones totales y para el acuífero están en los mismos rangos, y son 12.59-149.28 tC/Ha, 8.53-46.14% y 1.02-1.41 g/cm^3.

El COS y Materia orgánica ya ha sido abordado en el valle de Apan, bajo la misma condición de cultivo, según (Prieto-Méndez et al., 2013), la calidad de sitio para suelos cebaderos de esta zona es moderado y es afecta al COS como principal factor de su disminución, respecto a la DAP señala mediana compactación, aunque esta no es limitante para el cultivo de cebada (*H. vulgare L.*). En comparación a (Méndez et al., 2012; Méndez et al., 2014), para dos sitos dedicados a la producción de cebada, en el primero ubicado en Almoloya se determinaron solamente arcillas (32 ± 1.96%) y el mapa estima 35.17%; para el segundo en Apan, se determinó DAP, ARC y COS, en orden estos fueron: 1.16 g/cm3, 24 ± 1.5% y 41.83-45.38 tC/ha (2014) y los mapas estiman 1.24 g/cm3, 28.79% y 42.17 tC/ha. El enriquecimiento de COS en suelos de la zona.

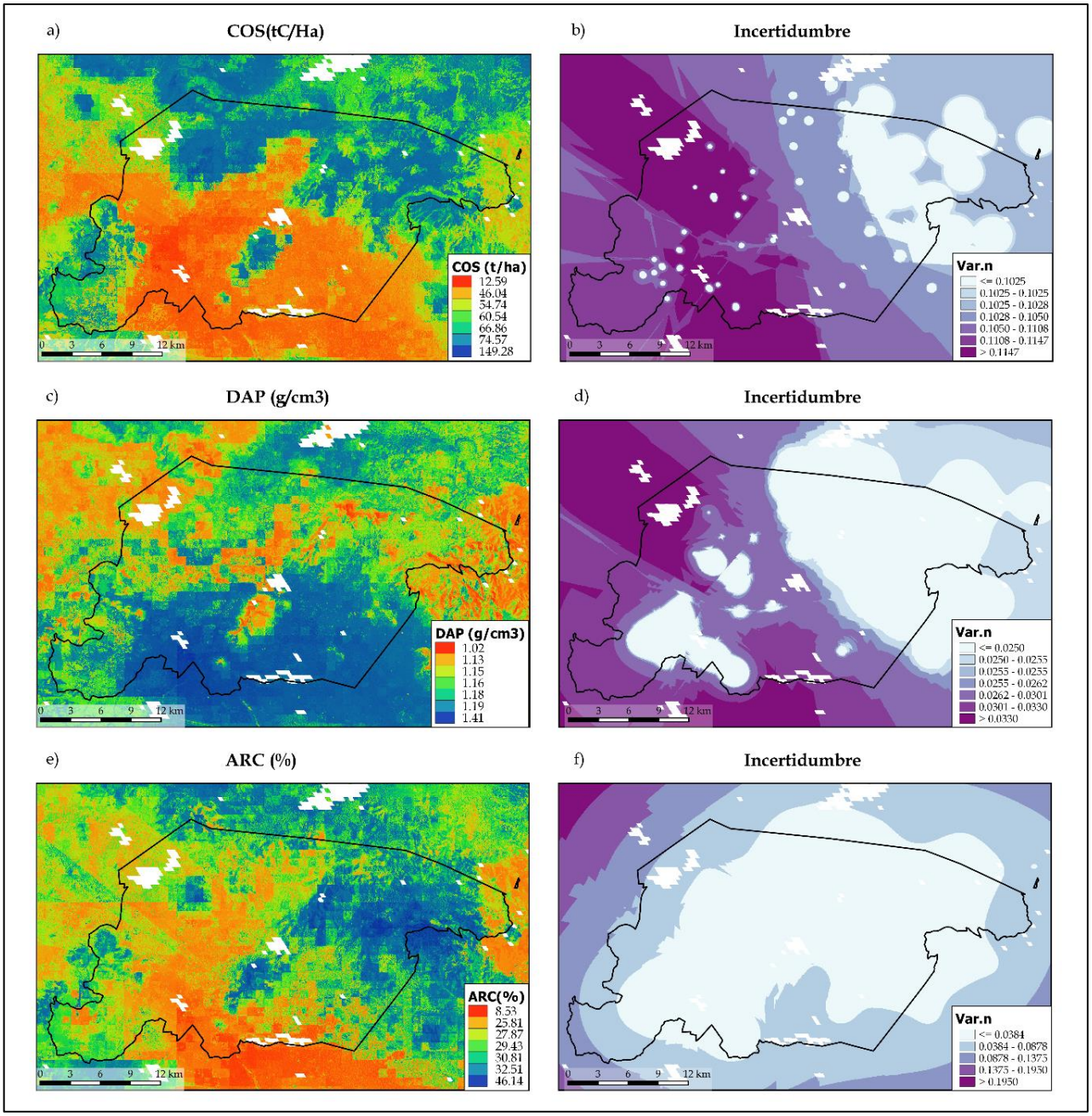


Figura 2. Predicciones de COS (tC/ha), DAP (g/cm³) y ARC (%) (a, c, e) e incertidumbre de predicción asociada (b, d, f).

CONCLUSIONES

El COS, DAP y ARC en el Valle de Apan estimado a través de técnicas de mapeo digital de suelos a 30 cm de profundidad está en los rangos 12.59-149.28 tC/Ha, 8.53-46.14% y 1.02-1.41 g/cm3.

La incertidumbre de predicción asociada sugiere regiones con necesidad de muestreo para el COS DAP y ARC, para actualizar y mejorar la confiabilidad de los estimados generados.

La accesibilidad, altitud, precicpitacion, biomasa fotosinteticamente activa y temperatura son factores de importancia en la variabilidad de COS a escala detallada bajo las condiciones de cultivo de cebada en el valle de Apan.

BIBLIOGRAFÍA

Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European journal of soil science, 47(2), 151-163. https://doi.org/ https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x

Bishop, T., McBratney, A., & Laslett, G. (1999). Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. Geoderma, 91(1-2), 27-45. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00003-8

Chaudhari, P. R., Ahire, D. V., Ahire, V. D., Chkravarty, M., & Maity, S. (2013). Soil bulk density as related to soil texture, organic matter content and available total nutrients of Coimbatore soil. International Journal of Scientific Research Publications, 3(2), 1-8. https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.299.7022&rep=rep1&type=pdf

England, J. R., & Viscarra-Rossel, R. A. (2018). Soil Proximal sensing for soil carbon accounting. 4(2), 101-122. https://doi.org/https://doi.org/10.5194/soil-4-101-2018

Eswaran, H., Van Den Berg, E., & Reich, P. (1993). Organic carbon in soils of the world. Soil science society of America journal, 57(1), 192-194. https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010034x

FAO. (2017). Soil Organic Carbon: the hidden potential. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Hengl, T. (2019). GSIF: Global Soil Information Facilities. . In (Version version 0.5-5/r245) https://R-Forge.R-project.org/projects/gsif/

Jiménez, A. C. A. (2001). Suelos tropicales. EUNED.

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science, 304(5677), 1623-1627. https://doi.org/10.1126/science.1097396

Lal, R. (2013). Soil carbon management and climate change. Carbon Management, 4(4), 439-462. https://doi.org/https://doi.org/10.4155/cmt.13.31

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. Food Energy Security, 5(4), 212-222. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/fes3.96

Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. Global change biology, 24(8), 3285-3301. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.14054

Lorenz, K., & Lal, R. (2018). Carbon sequestration in agricultural ecosystems. Springer International Publishing. .

McBratney, A. B., Minasny, B., Cattle, S. R., & Vervoort, R. W. (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. Geoderma, 109(1-2), 41-73. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00139-8

Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European journal of soil science, 47(2), 151-163. https://doi.org/ https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x

Bishop, T., McBratney, A., & Laslett, G. (1999). Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. Geoderma, 91(1-2), 27-45. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00003-8

Chaudhari, P. R., Ahire, D. V., Ahire, V. D., Chkravarty, M., & Maity, S. (2013). Soil bulk density as related to soil texture, organic matter content and available total nutrients of Coimbatore soil. International Journal of Scientific Research Publications, 3(2), 1-8. https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.299.7022&rep=rep1&type=pdf

England, J. R., & Viscarra-Rossel, R. A. (2018). Soil Proximal sensing for soil carbon accounting. 4(2), 101-122. https://doi.org/https://doi.org/10.5194/soil-4-101-2018

Eswaran, H., Van Den Berg, E., & Reich, P. (1993). Organic carbon in soils of the world. Soil science society of America journal, 57(1), 192-194. https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010034x

FAO. (2017). Soil Organic Carbon: the hidden potential. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Hengl, T. (2019). GSIF: Global Soil Information Facilities. . In (Version version 0.5-5/r245) https://R-Forge.R-project.org/projects/gsif/

Jiménez, A. C. A. (2001). Suelos tropicales. EUNED.

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science, 304(5677), 1623-1627. https://doi.org/10.1126/science.1097396

Lal, R. (2013). Soil carbon management and climate change. Carbon Management, 4(4), 439-462. https://doi.org/https://doi.org/10.4155/cmt.13.31

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. Food Energy Security, 5(4), 212-222. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/fes3.96

Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. Global change biology, 24(8), 3285-3301. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.14054

Lorenz, K., & Lal, R. (2018). Carbon sequestration in agricultural ecosystems. Springer International Publishing. .

McBratney, A. B., Minasny, B., Cattle, S. R., & Vervoort, R. W. (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. Geoderma, 109(1-2), 41-73. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00139-8

Méndez, J. P., García, F. P., Gutiérrez, A. R., & Sandoval, O. A. A. (2012). Análisis proximal del cultivo de cebada maltera (Hordeum sativum Jess) del sur del estado de Hidalgo y su relación con la calidad de suelos. Revista Científica UDO Agrícola, 12(2), 447-455.

Méndez, J. P., García, F. P., & Sandoval, O. A. (2014). Variabilidad espacial de la materia orgánica en un suelo dedicado al cultivo de cebada maltera (Hordeum distichum L.). Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia(71), 141-152. https://www.redalyc.org/pdf/430/43031204011.pdf

Murray Nuñez, R., Bojorquez Serrano, J. I., Hernandez Jimenez, A., Orozco Benitez, M. G., Garcia Paredes, J. D., Gomez Aguilar, J. R., . . . Aguirre Ortega, J. (2011). Efecto de la

materia orgánica sobre las propiedades físicas del suelo en un sistema agroforestal de la llanura costera norte de Nayarit, México. CONACYT. http://aramara.uan.mx:8080/handle/123456789/583

Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils—A review. Geochemistry, 76(3), 327-352. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002

Prieto-Méndez, J., Prieto-García, F., Acevedo-Sandoval, O. A., & Méndez-Marzo, M. A. (2013). Indicadores e índices de calidad de los suelos (ICS) cebaderos del sur del estado de Hidalgo, México. Agronomía mesoamericana, 24(1), 83-91. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S1659-13212013000100008&script=sci_arttext

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., . . . Rice, C. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philosophical transactions of the royal Society B: Biological Sciences, 363(1492), 789-813. https://doi.org/https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184

Soto, R. L., Martinez-Mena, M., Padilla, M. C., & De Vente, J. (2021). Restoring soil quality of woody agroecosystems in Mediterranean drylands through regenerative agriculture. Agriculture, Ecosystems & Environment, 306, 107191. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107191

Tiessen, H., Cuevas, E., & Chacon, P. (1994). The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. Nature, 371(6500), 783-785. https://doi.org/https://doi.org/10.1038/371783a0

EFECTO DE ENMIENDAS AGRÍCOLAS SOBRE EL pH Y LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA DEL SUELO EN PRODUCCIÓN INTENSIVA

Judith Arlette Villasana-Rojas[1]; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[1*]; Emilio Olivares-Sáenz[1]; Francia Deyanira Gaytán-Martínez[1]

[1]Facultad de Agronomía, UANL. Av. Francisco Villa S/N, Col. Ex Hacienda el Canadá, General Escobedo, Nuevo León, México. C.P. 66050. Tel. (81) 1340 4399. edgar.gutierrezcs@uanl.edu.mx

RESUMEN

La agricultura protegida es un sistema intensivo que induce la acumulación de sales solubles en el epipedón, debido a la alta frecuencia de riego y fertilización. Esto conlleva a problemas de salinidad y sodicidad, influyendo sobre la disponibilidad y absorción de los nutrimentos y, en consecuencia, disminuye el rendimiento. La aplicación de enmiendas agrícolas mejora las características químicas del suelo con la finalidad de reducir el efecto del exceso de sales. La investigación se enfocó en monitorear los cambios en el pH y la conductividad eléctrica por efecto de la aplicación de nueve tratamientos con aportaciones orgánicas de gallinaza (5 t ha^{-1}), y químicas con yeso agrícola (5 t ha^{-1}) y azufre (4 t ha^{-1}), en un diseño experimental de bloques al azar con dos repeticiones. Los muestreos de suelo se realizaron cada dos meses durante el ciclo 2021-2022 para determinar el pH y la CE por el método de extracto saturado de pasta. Los resultados no mostraron diferencia significativa entre los tratamientos ($P < 0.05$), sin embargo, la aplicación de azufre incrementó la CE. Además, presentó diferencia significativa ($P < 0.05$) entre fechas de muestreo sobre el pH y la CE, disminuyendo de manera lineal al avance del ciclo. Por último, se encontró diferencia significativa ($P < 0.05$) por efecto de repetición, donde el pH y la CE fueron mayor en la sección norte del invernadero. La solución del suelo respecto al pH y la CE no tuvieron efecto por la aplicación de las enmiendas orgánicas y químicas, salvo los tratamientos con azufre.

PALABRAS CLAVE: *agricultura protegida; azufre; gallinaza; salinidad; yeso agrícola*

INTRODUCCIÓN

La agricultura protegida permite incrementar la producción por unidad de superficie debido a la protección del cultivo a condiciones adversas (lluvia, frío, calor, plagas y enfermedades), dando como resultado rendimientos superiores al óptimo. No obstante, el uso intensivo de riego y fertilizantes sintéticos en este sistema conlleva un efecto adverso sobre las características del suelo, tal como: compactación, acumulación de sales, pérdida de estructura y reducción de la porosidad total, dando como resultado un limitado flujo de aire y agua entre e intra agregados, en consecuencia, un pobre desarrollo del cultivo y perdida de rendimiento (Li *et al*., 2019).

El agua de riego es un factor importante, al tener un efecto directo sobre la CE, y puede incrementar o decrementar el contenido de sales en la capa arable, si no se realiza un

programa de riego y fertilización adecuado, se limita el desarrollo de los cultivos (Du *et al*., 2019). Cuando la calidad del suelo es baja, favorece la acumulación de sales solubles en la superficie, con efecto sobre la nutrición de cultivos, o niveles altos de alcalinidad disminuyen la solubilidad de los micronutrientes, dificultando su absorción y provocando deficiencia en las plantas.

Técnicas de manejo agronómico se han propuesto para mantener la sostenibilidad del recurso suelo para la producción en invernadero. Estas consisten en aportaciones con productos orgánicos y sintéticos, tal como gallinaza, yeso agrícola y azufre, por obtener resultados positivos en el manejo de suelos salinos y salinos sódicos (Stamford *et al*., 2015).

La gallinaza tiene efectos directos sobre el contenido de materia orgánica del suelo (MOS), mejorando la estructura en horizontes subsuperficiales, con el incremento en macro y microporosidad, así como cambios en las propiedades químicas (Peñaloza *et al*., 2019). Mientras tanto, el yeso agrícola mejora las características químicas al aportar calcio (Ca), reduciendo el sodio intercambiable por el reemplazo de Ca en sitios de intercambio catiónico, mejorando la estabilidad y la permeabilidad (Bello *et al*., 2021, Trasviña *et al*., 2018). Además, con la aplicación de azufre (S) incrementa la síntesis y disponibilidad de nitrógeno (N), compuestos antioxidantes, producción de fitohormonas, aminoácidos, glutatión, osmoprotectores y un sistema enzimático antioxidante más eficiente, reduciendo el estrés por salinidad con menor daño en el proceso de fotosíntesis (Osman-Rady, 2012). El objetivo de la investigación fue realizar el monitoreo de los cambios del pH y la CE del suelo por la aplicación de gallinaza (G), azufre y yeso agrícola (Y) como enmiendas al sistema de producción de tomate intensivo en suelo durante el ciclo agrícola 2021-2022, con la finalidad de identificar la dinámica de la concentración de la solución.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en las instalaciones del Centro de Agricultura Protegida de la Facultad de Agronomía de la UANL (25° 47´ 07´´ N, 100° 17´ 03´´ O), localizado en el Campus de Ciencias Agropecuarias en el municipio de Gral. Escobedo, N.L. El clima de la región es semiárido, con una precipitación media anual de 550 mm y una temperatura media anual de 23 °C.

El invernadero es tipo diente de sierra de 1000 m^2 de tecnología media baja, orientado Norte-Sur y conformado de 13.5 camas (1.20 m de ancho x 33.0 m de largo), con sistema de fertirrigación. El agua de riego tiene un pH de 6.99, CE de 2.47 y relación de adsorción de sodio de 1.74 meq L^{-1} por lo cual se clasifica como C_4S_1 según las Normas Riverside. El suelo es arcillo limoso, con un pH de 7.8, CE de 7.38 dS m^{-1}, MO 3.6%, N 0.19% y cationes intercambiables de Na, Ca y Mg de 13.36, 14.38 y 3.1 meq L^{-1} respectivamente.

Los tratamientos a evaluar fueron Gallinaza, Azufre y Yeso, considerando la siguiente dosificación: 5 ton ha^{-1}, 4 ton ha^{-1} y 5 ton ha^{-1}, respectivamente. Los tratamientos establecidos fueron 9, considerando cada factor individual y sus combinaciones, aplicando 10 kg de gallinaza, 8 de azufre y 10 kg de yeso agrícola por unidad experimental. El trabajo se realizó en un diseño experimental de bloques al azar con dos repeticiones.

El cultivo establecido fue tomate roma variedad Cid, la siembra se realizó el 9 de agosto de 2021, con trasplante el 10 de septiembre, con densidad de población de 2.5 plantas m^2. El

manejo agronómico fue el propuesto por Muñoz (2009). Sin embargo, en diciembre del mismo año se presentó incidencia de virosis por mosca blanca, resultando una pérdida del 80% de las plantas, concluyendo el ciclo anticipadamente en el mes de enero de 2022.

El programa de fertilización sintética se basó a la demanda nutrimental del cultivo y soluciones de micronutrientes aplicados de manera foliar. El pH del agua de riego fue ajustado a 5.5 al añadir ácido nítrico y fosfórico para neutralizar carbonatos y bicarbonatos. Posterior al inicio del ciclo se realizó el muestreo compuesto de suelo a intervalo de dos meses (1 de noviembre 2021, 8 de enero y 4 de marzo 2022). Estas fueron colectadas en cada una de las 18 unidades experimentales, a profundidad entre 0 y 30 cm a partir del horizonte superficial y secadas a temperatura ambiente para su tamizado a fracción fina (<2 mm) para obtener el extracto saturado de pasta (Van Reeuwijk, 2002).

Los resultados obtenidos fueron analizados con SPSS v21.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, EE. UU.) mediante el análisis de varianza (ANOVA) y pruebas de polinomios ortogonales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de varianza mostró diferencias significativas ($P<0.05$) en la conductividad eléctrica (CE) para las repeticiones, fechas y niveles de azufre, obteniendo mayores niveles en la sección norte del invernadero (repetición 1), siendo la más cercana a la línea de riego. Esto se debió al recibir una mayor cantidad de agua al aplicar el riego por gravedad en algunas fechas y, por lo tanto, se obtuvo una mayor cantidad de sales, debido a la alta CE del agua (2.6 dS m^{-1}) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Conductividad eléctrica de la solución del suelo en dos secciones del invernadero (norte y sur).

Repetición	CE		Error típico	Intervalo de confianza 95%	
	dS m^{-1}			Límite inferior	Límite superior
Norte	4.841	a	.135	4.569	5.113
Sur	4.198	b	.135	3.926	4.470

La tendencia en la disminución de la conductividad eléctrica fue lineal, evidenciado por el análisis de polinomios ortogonales. Esto debido a que los riegos se aplicaron de tal forma que hubo lavado de sales en la cama en donde se desarrolló el cultivo y posteriormente se tomaron las muestras para el análisis (Cuadro 2) resultados similares fueron reportados por Trasviña *et al*, (2018) donde el yeso redujo la CE. Sin embargo, López *et al*. (2012) mencionan que la CE se incrementó con la aplicación de la enmienda, debido a que aumenta la capacidad de intercambio catiónico.

Cuadro 2. Conductividad eléctrica de la solución del suelo en los muestreos realizados en el invernadero.

FECHA	CE	Error típico	Intervalo de confianza 95%	
	dS m^{-1}		Límite inferior	Límite superior
1 nov 2021	5.230 a	.165	4.897	5.563
8 ene 2022	4.528 b	.165	4.194	4.861
4 mar 2022	3.801 c	165	3.467	4.134

Además, el efecto de los tratamientos con azufre fue significativo (P<0.05) para CE (Cuadro 3), debido a la oxidación de azufre elemental a ácido sulfúrico, lo cual puede solubilizar compuestos como los carbonatos de calcio y magnesio, además el sulfato también contribuyó al incremento en la salinidad.

Cuadro 3. Conductividad eléctrica de la solución del suelo por el efecto del azufre.

Azufre	CE	Error típico	Intervalo de confianza 95%	
	dS m^{-1}		Límite inferior	Límite superior
Sin	4.197 b	.135	3.925	4.469
Con	4.842 a	.135	4.570	5.114

El efecto de las repeticiones fue significativo (P<0.05) para pH, debido a que el área experimental fue heterogénea, dando mayor nivel en la repetición 1, ubicada al norte del invernadero, siendo la más cercana a la línea de riego, como se presenta en el Cuadro 4.

Cuadro 4. pH del suelo de la solución del suelo en las dos secciones del invernadero.

Repetición	CE	Error típico	Intervalo de confianza 95%	
	dS m^{-1}		Límite inferior	Límite superior
Norte	8.451 a	.100	8.249	8.654
Sur	7.965 b	.100	7.763	8.167

Por otro lado, el pH se redujo al avanzar el ciclo del cultivo, evidenciando diferencia significativa (P<0.05) en relación a la fecha de muestreo, tal como se presenta en el Cuadro 5. El decremento en el pH se atribuye al riego constante de la parcela experimental, lo que





propicia el movimiento de sales por lixiviación, por tal motivo, con forme avanzó el ciclo, las sales se desplazaron.

Cuadro 5. pH de la solución del suelo a través de las fechas de muestreo.

Fecha	pH	Error típico	Intervalo de confianza 95%	
			Límite inferior	Límite superior
1 nov. 2021	8.538 a	.123	8.290	8.785
8 ene. 2022	8.116 b	.123	7.868	8.364
4 mar. 2022	7.971 c	.123	7.723	8.219

CONCLUSIONES

Las aportaciones con gallinaza y yeso agrícola empleados como enmiendas agrícolas no registraron cambios en el pH y la CE de la solución del suelo, no obstante, en aquellos tratamientos con aplicación de azufre se incrementó la CE y la presencia de sales en horizonte superficial por la solubilización de compuestos del suelo. Sin embargo, el manejo agronómico llevado a cabo durante el tiempo de experimentación motivó el decremento significativo de la conductividad eléctrica y el pH respecto a sus valores iniciales.

AGRADECIMIENTOS

Al Conseja Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por la beca de manutención otorgada. A la Facultad de Agronomía, UANL y al Centro de Agricultura Protegida por las facilidades en sus espacios físicos.

BIBLIOGRAFÍA

Bello, S. K., Alayafi, A. H., AL-Solaimani, S. G., & Abo-Elyousr, K. A. (2021). Mitigating soil salinity stress with gypsum and bio-organic amendments: A review. Agronomy, 11(9), 1735.

Du, L., Zheng, Z., Li, T., & Zhang, X. (2019). Effects of irrigation frequency on transportation and accumulation regularity of greenhouse soil salt during different growth stages of pepper. Scientia Horticulturae, 256, 108568.

Li, J., Wan, X., Liu, X., Chen, Y., Slaughter, L. C., Weindorf, D. C., & Dong, Y. (2019). Changes in soil physical and chemical characteristics in intensively cultivated greenhouse vegetable fields in North China. Soil and Tillage Research, 195, 104366.

López, A., Rodríguez, Q., Naranjo, M., Beltrán, M., Troyo, D., Casanova, C. & Peralta, P. (2012). Uso de yeso para una agricultura orgánica sustentable en zonas áridas y semiáridas. Interciencia, 37(8), 594-601.

Muñoz, J. (2009). Manejo del cultivo de tomate en Invernadero. In: Manual de Producción de tomate en invernadero; Castellanos, J. Z., ed. Intagri, Celaya, Méx., pp. 45-92.

Osman, A. S., & Rady, M. M. (2012). Ameliorative effects of sulphur and humic acid on the growth, anti-oxidant levels, and yields of pea (Pisum sativum L.) plants grown in

reclaimed saline soil. The Journal of Horticultural Science and Biotechnology, 87(6), 626-632.

Peñaloza, M., Reyes, R., González H., Pérez, L., & Sangerman, J. (2019). Fertilización orgánica con tres niveles de gallinaza en cuatro cultivares de papa. Revista mexicana de ciencias agrícolas, 10(5), 1139-1149.

Stamford, N. P., Figueiredo, M. V., da Silva Junior, S., Freitas, A. D. S., Santos, C. E. R., & Junior, M. A. L. (2015). Effect of gypsum and sulfur with Acidithiobacillus on soil salinity alleviation and on cowpea biomass and nutrient status as affected by PK rock biofertilizer. Scientia Horticulturae, 192, 287-292.

Trasviña Barriga, A., Bórquez Olguín, R., Leal Almanza, J., Castro Espinoza, L., & Gutiérrez Coronado, M. (2018). Rehabilitación de un suelo salino con yeso agrícola en un cultivo de nogal en el Valle del Yaqui. Terra Latinoamericana, 36(1), 85-90.

Van Reeuwijk, L.P. (Ed.), (2002). Procedures for Soil Analysis, International Soil Reference and Information Centre-Food and Agriculture Organization of the United Nations. pp. 119.

CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DE LOS SEDIMENTOS EN UNA ZONA DE CÁRCAVAS EN PROCESO DE RESTAURACIÓN FORESTAL

Juan Carlos González Cortés[1]; María Elena Granados García[2]; María Alcalá de Jesús[3]

[1,2,3] Laboratorio de Edafología "Martha Bustos Zagal", Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Francisco J. Mugica s/n, Edificio B-4, Ciudad Universitaria, CP. 58130 Morelia, Mich.
jcgonzalezcortes@yahoo.com.mx

RESUMEN

La erosión hídrica, está asociada a la falta de cubierta vegetal, produciéndose dispersión y arrastre de partículas de suelos al lecho de las cárcavas. Sin embargo, la información respecto al dinámica del proceso erosivo es mínima y se estima a partir de modelos matemáticos y recientemente usando SIG. Considerando la importancia de generar información de campo que permita dilucidar las particularidades del transporte y sedimentación en cárcavas, el objetivo del presente trabajo fue caracterizar los sedimentos depositados durante el periodo de lluvias en una cárcava activa, en proceso restauración. Los resultados mostraron que los porcentajes (% en peso) de las partículas depositadas, variaron para cada tamaño y para cada sitio, asociado todo ello a la precipitación mensual registrada. Asimismo, se encontraron comportamientos diferentes en las fracciones depositadas en cada sitio para un mismo mes, lo cual sugiere que las características especiales de cada sitio también juegan un papel importante en tamaño de partícula transportada y depositada. Finalmente, los resultados preliminares sugieren una estrecha relación de la materia orgánica con las fracciones de arena (2000 - 50 µm).

PALABRAS CLAVE: *erosión, fracciones, tamiz*.

INTRODUCCIÓN

La erosión hídrica del suelo es un problema mundial que impacta sobre todo en los países donde la tasa de deforestación o pérdida de cubierta vegetal es significativa. En los países sudamericanos la perdida de suelo es significativa e íntimamente ligada a la reducción de cobertura (Restrepo, 2015). De manera similar, en nuestro país la deforestación y el cambio de uso del suelo son determinantes en los procesos de degradación del suelo y producción de sedimentos (Figueroa-Jauregui *et al.*, 2011). En un primero momento el impacto de las gotas de lluvias, seguido de un arrastre de las mismas en forma de láminas o por concentración del flujo forman cárcavas y a la vez se producen sedimentos. En zonas de cárcavas, se ha observado que existe un proceso complejo de arrastre de las partículas arrastradas por el agua de lluvia, los cual origina la identificación de puntos de acumulación de sedimentos (receptores) y otros donde se pierde (donadores), así como variaciones en la composición granulométrica de los sedimentos. El objetivo del trabajo fue iniciar la evaluación del impacto de la introducción de especies vegetales con fines de restauración ecológica, sobre el arrastre de partículas en el cauce de las cárcavas formadas, caracterizando los sedimentos originados durante la época de lluvias.





MATERIALES Y METODOS

El presente estudio se realizó en una zona de cárcavas 0.5 km al sur de la localidad de El Escobal, municipio de Morelia, Mich. (Figura 1) en el cual se introdujeron plantas de *Bauhinia variegata* L., *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Ligelsh y *Pinus pseudostrobus* Lindl var. *Pseudostrobus* con fines de restauración y conservación de suelos en junio del 2014.

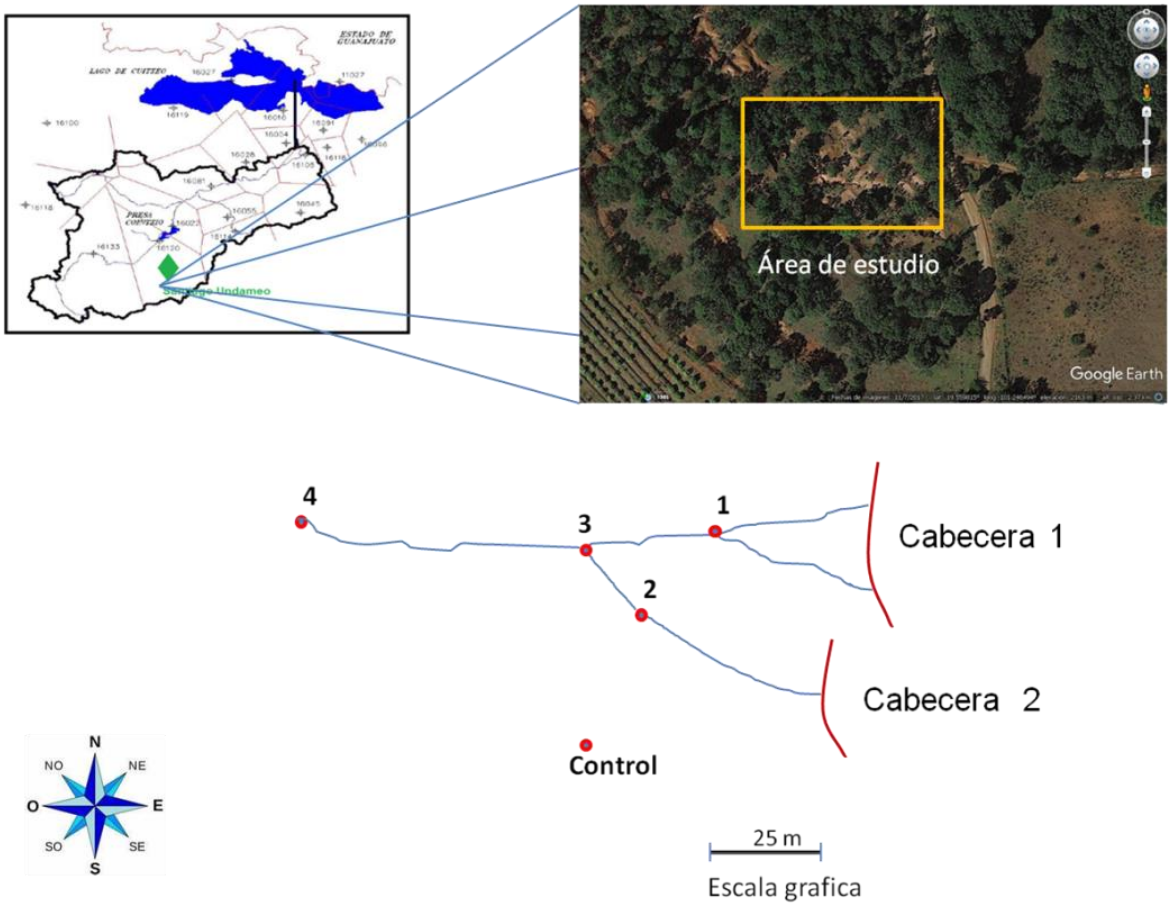


Figura 1. Localización del área de estudio, zona de cárcavas y sitios de muestreo.

Se seleccionaron 4 sitios de muestreo a partir de la cabecera de la cárcava, así como un sitio control cercano, con buena cobertura vegetal (90%) y sin problemas de erosión visibles. Los sitios se identificaron como Sitio 1, Sitio 2, Sitio 3, Sitio 4 y Sitio Control.

En cada punto se colocó un pluviómetro para el registro de la precipitación, durante los 6 meses de muestreo, incluido el periodo de lluvias (junio-noviembre de 2021). Asimismo, en cada sitio se colocó un puente de erosión (García-Chevisch, 2008), como referencia para la toma de muestras de sedimentos, el último día de cada mes, en tanto que la toma de datos para calcular la precipitación, llevo a cabo cada 15 días.

Los puentes de erosión se construyeron colocando varillas metálicas de ½ pulgada de diámetro, sobre las cuales descanso un tubo de PBC de 1.20 m de longitud y 1 pulgada de diámetro. La toma de muestras se realizó a 0.5 m, aguas debajo de cada puente de erosión, se cavo un hueco de 15*15*10 cm donde se depositaria el sedimento (1.5 a 2 kg). Los pluviómetros consistieron de embudos de 12 cm de diámetro pegados a contenedores de 3.8 L, para captar el volumen de agua de lluvia de 15 días.

El sedimento se secó a temperatura ambiente, se obtuvo el peso total y se pasó por una columna de tamices de 2.0 mm, 1.0 mm, 250 µm, 149 µm, 105 µm y 53 µm, para obtener diferentes tamaños de partículas y porcentajes de cada fracción. A cada fracción se le determinó la materia orgánica (%), capacidad de intercambio catiónico (CICT) y pH de acuerdo con lo establecido en la NOM-021-RECNAT (DOF, 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de los sedimentos

Desde el punto de vista de la composición granulométrica, los sedimentos correspondieron a gravas finas (malla de 2 mm), arenas gruesas a finas (mallas 1000, 250, 150, 105 y 53 µm) y a limos+arcillas (< 0.53 µm) de acuerdo con la escala de Wentworth (Aguirre, 1980). Los resultados mostraron variación en los porcentajes (% en peso) de las diferentes fracciones obtenidas, para los diferentes meses del muestreo. Las proporciones relativas de partículas para cada sitio se observan en la Figura 2, así, la variación en el grueso de la banda refleja el (%) para cada tamaño de partícula. En el mes de junio (inicio de las lluvias), se aprecia para el sitio 1 y 2 un movimiento mayor de partículas gruesas, en tanto para el resto de los sitios fue de partículas finas (Figura 2). Esto pudo deberse a que los sitio 1 y 2 tienen una mayor cobertura vegetal (forestal +pasto) estimada de 1000 m^2. El sitio 3 estuvo más expuestos a la lluvia.

El sitio 4 aunque está en una zona de cobertura vegetal similar a los dos primeros, es el sitio más alejado de las cabeceras (Figura 1), al cual se espera lleguen principalmente partículas medias y finas, considerando su lejanía con los sitios 1,2 y 3, lo cual se constató con los resultados obtenidos (Figura 2).

En julio y agosto los porcentajes y tamaños de partículas obtenidas para el control y los 4 sitios 2, 3 y 4 fueron homogéneos, esto es, se arrastraron proporciones similares de las diferentes fracciones de partícula, aunque las cantidades totales variaron para cada sitio (área total por sitio). Lo anterior muestra la presencia de lluvias con intensidades altas, que arrastran todo tamaño de partículas. No obstante, en el mes de noviembre el arrastre de partículas finas (50 µm o menos) se incrementó en los sitios 1 y 2, quizá por la presencia de lluvias de baja intensidad. No obstante, es importante señalar que el sitio 2 conserva en la mayoría del periodo la proporción menor de partículas arrastradas, lo cual se atribuye a la presencia de cobertura arbórea y rasante (pasto), limitando el desprendimiento y transporte de suelo.

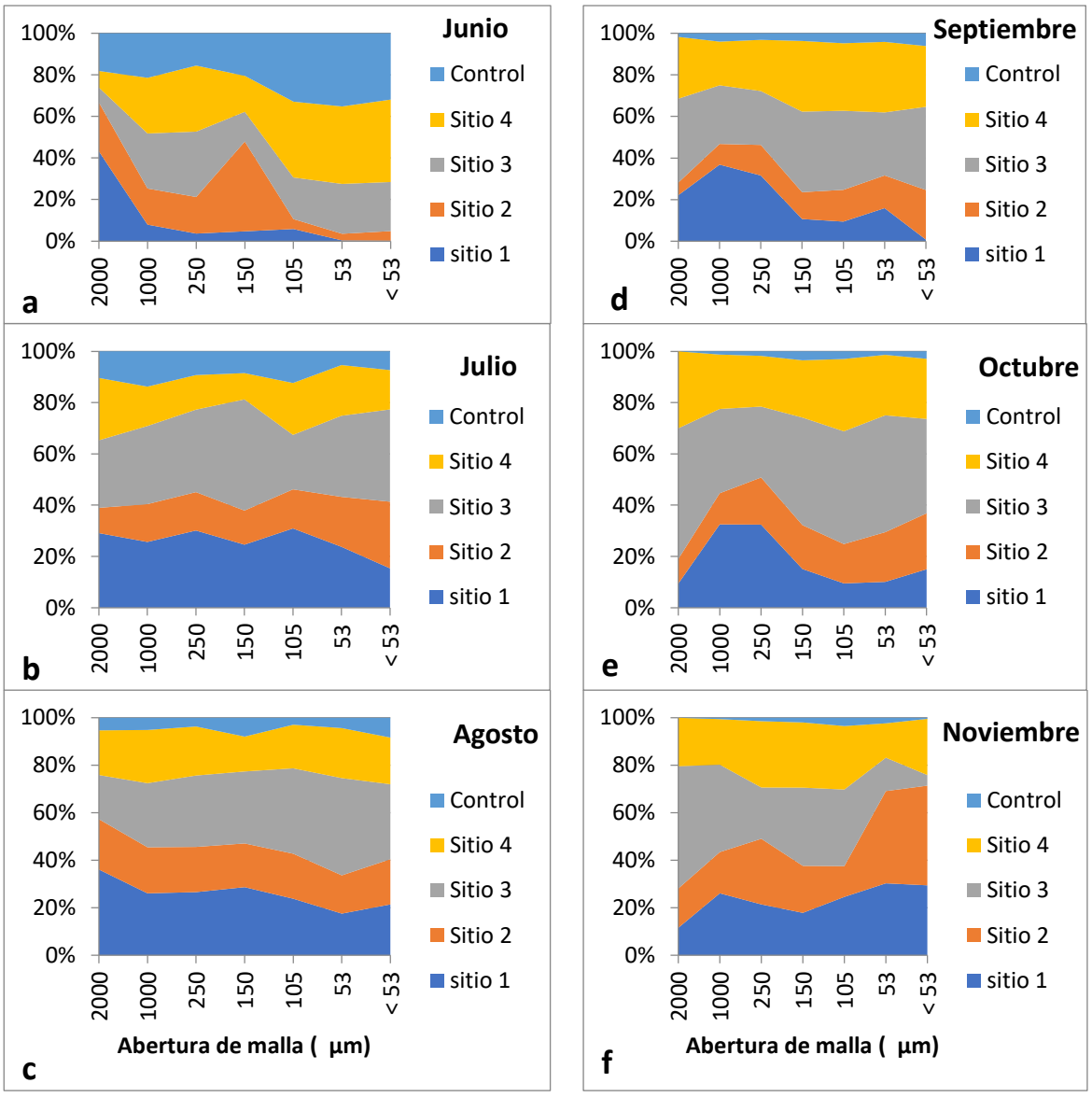


Figura 2. Proporciones relativas de las fracciones de partículas para cada sitio en los diferentes meses de muestreo.

Relación precipitación-transporte de sedimentos.

La precipitación total registrada en el periodo de muestreo fue de 830.37 mm, comunes en regiones templadas. Como se puede apreciar en la Figura 3, los meses más lluviosos fueron julio y agosto, al cual se asocia el transporte no selectivo (heterogéneo) de las partículas, pero con proporciones similares, en todos los sitios (Figura 2b y 2c). En el mes de septiembre y octubre la precipitación fue similar, ocasionando que el arrastre de los diferentes tamaños de partículas fuera muy similar en los meses (Figura 2d y 2e), pero hubo diferencias en el porcentaje de partículas transportadas por tamaño (ancho de banda) para cada sitio.

En el mes de noviembre con la menor precipitación, se observó que el transporte de partículas finas fue evidente para los sitios 1 y 2 (Figura 2f), pero no para el sitio 3 en el cual se invirtieron las proporciones.

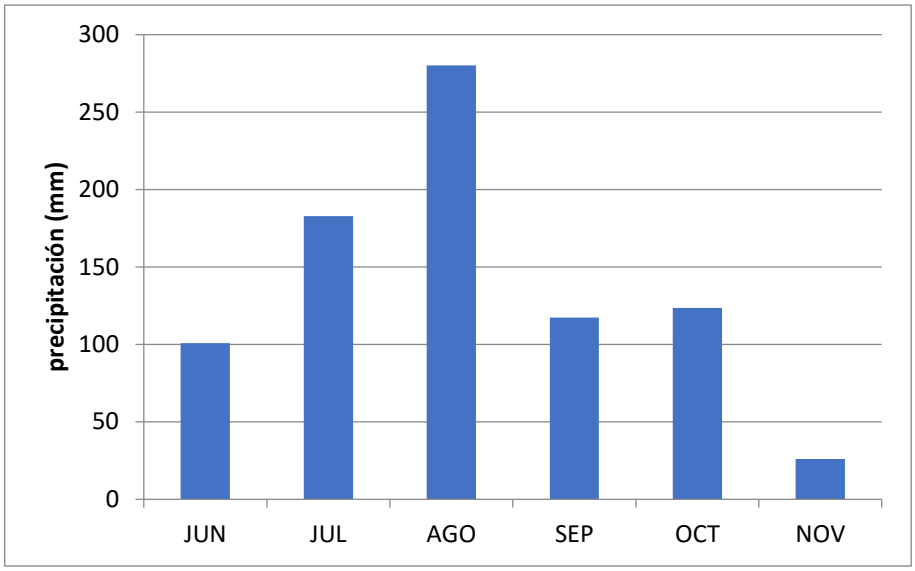


Figura 3. Precipitación mensual en el área de estudio.

Propiedades químicas de las fracciones

De manera preliminar se ha encontrado que algunas propiedades químicas como el contenido de materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico total (CIC), parecen estar asociadas al tamaño de partícula, como se observa en el ejemplo tipo (análisis químicos no concluidos) de la Cuadro 1.

Cuadro 1. Ejemplo tipo de la relación entre el tamaño de partícula y sus propiedades químicas.

malla (µm):	CICT (cmol(+)kg^{-1}	MO (%)	pH
2000	32	4.01	4.1
1000	30	3.35	4.1
250	33	1.97	4
150	33	2.03	3.96
105	32	2.03	3.77
53	30	2.16	3.92
< 53	56.6	1.97	MI*

*Muestra insuficiente.

La materia orgánica mostró estar más asociada a las partículas de mayor tamaño, lo cual sugiere una mayor participación de las arcillas en la CICT, para la fracción de menor tamaño (< 53 µm).

CONCLUSIONES

Los porcentajes de los diferentes tamaños de partículas, estuvieron asociados a la precipitación mensual registrada. Se infiere que las variaciones en los porcentajes de acuerdo al tamaño, dependen de la intensidad las lluvias en cada mes.

Por otra parte, la materia orgánica se encontró asociada a las partículas más gruesas, lo cual podría influir en la productividad de los suelos franco-arenosos.

BIBLIOGRAFIA

Aguirre J. (1980). Hidráulica de sedimentos. Serie Obras Hidráulicas de la Facultad de Ingeniería de Universidad de los Andes. Mérida. 269 pp.

Brea D. y F. Balocchi. (2010). Procesos de erosión – sedimentación en cauces y cuencas. UNESCO. Documentos Técnicos del PHI-LAC, N° 22

DOF. (2022). NOM-021-SEMARNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. 118 pp

Figueroa-Jauregui M.L., Ibañez-castillo L.A., Aretaga-Ramirez R., Arellano-Monterosas J.L. y Vazquez-Peña M. (2011). Cambio de uso del suelo en la cuenca de San Cristóbal de las Casas Watershed, México. *Agrociencia*. 45: 531-544

García-CHevisch. (2008). Procesos y control de la erosión. Denver, CO. Outskirts Press. 276 pp.

Ramos Castillo, L. A., & Orozco Medina, L. (2020). Modelado de la producción de sedimentos en una cuenca con poca información incluyendo los potenciales efectos del cambio climático y el cambio de uso de suelo. Acta Universitaria 30, e2901. doi. http://doi.org/10.15174.au.2020.2901

Restrepo A.J.D. (2015). El impacto de la deforestación en la erosión de la cuenca del río Magdalena (1980-2010). *Rev.Acad.Colomb.Cienc.Ex.Fis.Nat*. 39(151):250-267

Rodríguez-Blanco, M.L. Taboada-Castro, M.M. y Taboada-Castro, M.T. (2007). Contribución de surcos y cárcavas efímeras a la producción de sedimentos y fósforo en una cuenca agroforestal. *Edafología*, 14 (1, 2, 3): 49-54

MODELACIÓN Y ESTIMACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DE LOS SUELOS DE GUATEMALA A 30 CM DE PROFUNDIDAD

Alan Vásquez[1+]; Mario Guevara[2]

[1]Facultad de Agronomía - Universidad de San Carlos de Guatemala, Ciudad Universitaria 01012, Ciudad de Guatemala. Guatemala
[2]Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Blvd. Juriquilla 3001, Qro. MX. alan.vato350@gmail.com

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo COS es un indicador de la salud y productividad de los suelos por tanto también de degradación y cambio climático; Representar su variabilidad espacial es necesario para estimarlo y darle la importancia que tiene como servicio ecosistémico. El objetivo es la generación de un mapa digital de *COS* para Guatemala y regiones fronterizas, para representar la variabilidad espacial del COS a partir de dos conjuntos de datos ajustados a 30 cm de profundidad. La técnica de modelación-interpolación empleada fue *Random Forest-Regression Kriging*. El COS se asocia positivamente a la cobertura vegetal, anegamiento y precipitación, en sentido inverso con la temperatura, altitud y amplitud térmica, entre las más importantes para ambos conjuntos de datos; El modelo explica el 88% de varianza con un error medio de 13.24 gC/Kg. En el mapa digital las predicciones oscilaron entre 0.03 y 349.42 ± 0.80 gC/kg, resultados con cierta similitud con estudios de suelo anteriores. Con este trabajo, se facilita generar una línea base para el mapeo digital de COS en Guatemala.

PALABRAS CLAVE: *mapeo digital de suelos; regression kriging; validación de modelos.*

INTRODUCCIÓN

El mapeo digital de suelos (MDS) permite representar la variabilidad espacial del carbono orgánico del suelo mediante relaciones cuantitativas entre datos de campo y covariables ambientales (Angelini, 2012; Jenny, 1994; McBratney et al., 2003).El suelo es el segundo sumidero de carbono más grande del planeta (Burbano, 2018), la captura en COS puede contribuir a la mitigación y adaptación del cambio climático (Batjes, 2019; FAO, 2017) y en el proceso mejorar su fertilidad natural y productividad (Martínez H et al., 2008), para ello estimaciones confiables que respalden decisiones en manejo de suelos son necesarias. Sin embargo en Guatemala, el suelo y COS han sido poco estudiado, (Simmons et al., 1959; Tobías V. & Lira, 2000) a escala de reconocimiento (1:250,000) se basan en mapeo convencional; en estudios semidetallados (1:50,000) recientes (Tobías V. et al., 2015) existe solo para el 9.31% del territorio y asociados a ecosistemas específicos (e.g., manglar) (Rodríguez & Ramirez, 2018; Taque A & Vanegas C 2017). Esfuerzos regionales y globales advierten alta incertidumbre en sus estimaciones de COS (FAO & ITPS, 2017; Guevara et al., 2018; Poggio et al., 2021). Por tanto, el objetivo es la representación de la variabilidad espacial del COS en Guatemala y regiones fronterizas a través de un mapa digital, a partir





de dos conjuntos de datos ajustados a 30 cm de profundidad. Se pretende generar una línea base para habilitar el mapeo de COS en Guatemala y proveer información a diversos usuarios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Observaciones de COS

Para representar el componente edáfico COS se utilizaron dos fuentes: (Batjes et al., 2020) ó WOSIS, con 103 observaciones y b) Base de Datos GTM con 753, colectadas en su mayoría durante el periodo de 1990-2014; en ambas fuentes el contenido de carbono (gC/kg) fue ajustado a 30 centímetros de profundidad, empleando un spline de suavizado de conservación de masas (Bishop et al., 1999; McBratney et al., 2002) e implementada por (Hengl, 2019), además se realizó una transformación a logaritmo e.g. log(1+x) como una alternativa en el uso de la información para acercarse a una tendencia normal los datos de COS.

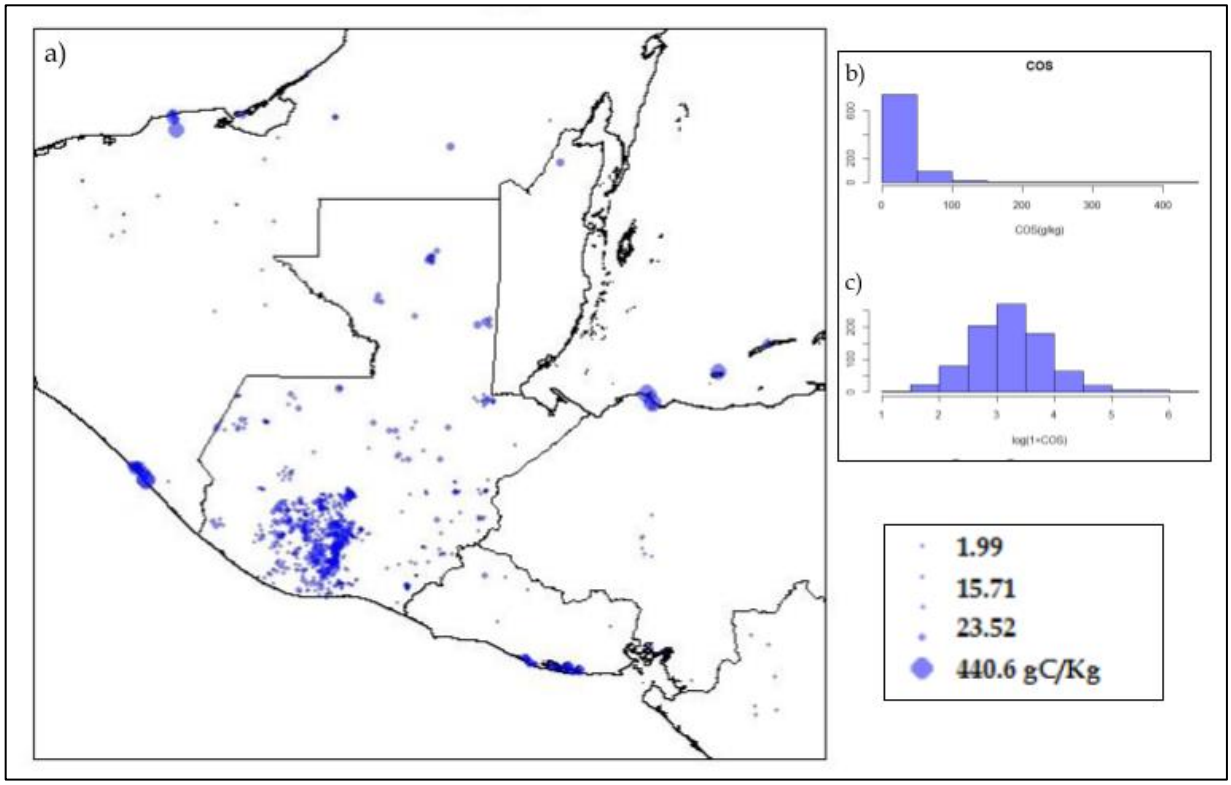


Figura 1. Ubicación Geografica del estudio y de las muestras (a), distribución de los datos antes (b) y después (c) de la transformación log(1+x).

Ambiente de formación de suelos

Comprende una pila de 37 capas ambientales (imágenes satelitales, índices de vegetación, atributos de terreno y superficies climáticas) a 1 km de resolución espacial, que abarcan Guatemala y zonas fronterizas con México, El Salvador y Honduras. En su recopilación desde la plataforma *Google Earth Engine* (GEE) se construye un escenario estático en la variabilidad espacial del COS que representa condiciones pasado-presentes y que abarca la temporalidad de los datos de COS colectados en campo.

Modelación e interpolación del COS

Se exploraron las relaciones entre el ambiente de formación de suelos y el COS mediante con un análisis de correlación y de componentes principales para descartar la redundancia estadística existente. La predicción del COS se realizo empleando *Random Forest* (RF) - *Regression Kriging* (RK) con la implementación de (Hengl, 2019) en R, este proceso se repitió 3 veces para analizar la varianza de resultados.

Evaluación del modelo

Se realizó una validación cruzada de 5 veces, para calcular el RMSE y varianza explicada, como medidas de precisión, además el análisis del variograma residual (*nugget y sill*) para evaluar la autocorrelación espacial del producto.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La cantidad de perfiles puede considerarse deficiente, en territorio guatemalteco únicamente 9 observaciones de WOSIS están dentro (1 obs/12,098 km2), en la base de datos GTM la densidad es (1 obs/144 km2) y en la unificada (1 obs/143 km2). Lo cual motivo el uso de datos en regiones similares colectadas en países vecinos.

Correlación del COS y sus predictores

Para la base de datos de WOSIS, las covariables que mejor se relacionan positivamente con el COS son: Índice de Área Foliar (LAI) y Manglares (r=0.39), Superficie de Agua (r=0.38), Temperatura mínima del mes más frío (bio6) y precipitación máxima (r= 0.32); en sentido inverso: temperatura (r=-0.29), altitud (r=-0.28), rango de temperatura anual (bio7) (r=-0.23), diversidad topográfica e índice de carga de aislamiento térmico continuo (r=-0.21).

En cambio, en la base de datos GTM se asocian positivamente con el COS la precipitación media anual (r=0.30), precipitación del cuarto más frio (bio19) (r=0.28), precipitación anual (bio12) (r=0.26), precipitación máxima (r=0.24) y LAI (r=0.19); en el sentido inverso: Estacionalidad de las precipitaciones (bio15) (r=-0.22), Intervalo diurno medio (bio2) (r= -0.18), bio7 (r= -0.16), elevación (r=-0.08), y temperatura (r=-0.07).

El LAI parece tiene buena asociación con el COS en ambos conjunto de datos, esta covariable representa la densidad y cubierta vegetal, y es referente al potencial aporte de materia orgánica (MO) al suelo, además es una de las carácterstica mas importantes de la estructura del dosel ya que influye en las condiciones micro-meteorológicas, determinantes en el comportamiento local del ciclo del carbono (Breda, 2003). La relación entre el COS y la precipitación en sus modalidades no es clara y aunque su efecto directo es erosión-

deposición (Berthrong et al., 2012; Meier & Leuschner, 2010) no es apreciable a la escala de este trabajo; por otro lado la temperatura y rango de temperatura anual/amplitud térmica también pueden considerarse un indicador de cambio climático bajo condiciones específicas de sitio sitio (Araiza-Olivare, 2020; Pascale & Damario, 1994)

Predicciones de COS

Los resultados de la validación cruzada son bastante optimistas, sugieren que el mapa resultante tiene alta precisión (RMSE=13.24 ± 1.8 gC/kg; Varianza explicada= 88.53% ± 1.3); Los residuales presentan buena autocorrelación espacial y bajo efecto aleatorio relativo ($IDE_{(nugget/sill)}$= 0.081; $E_{(nugget/sill-nugget)}$= 0.08) (Sierra, 2014). Es importante considerar que una gran cantidad de observaciones se aglomeran en la región central del país, habiendo evidente deficiencia en el resto del territorio. Las predicciones totales oscilan entre 0.03 y 346.07 g/kg y para Guatemala entre 6.15 y 274.38 gC/Kg.

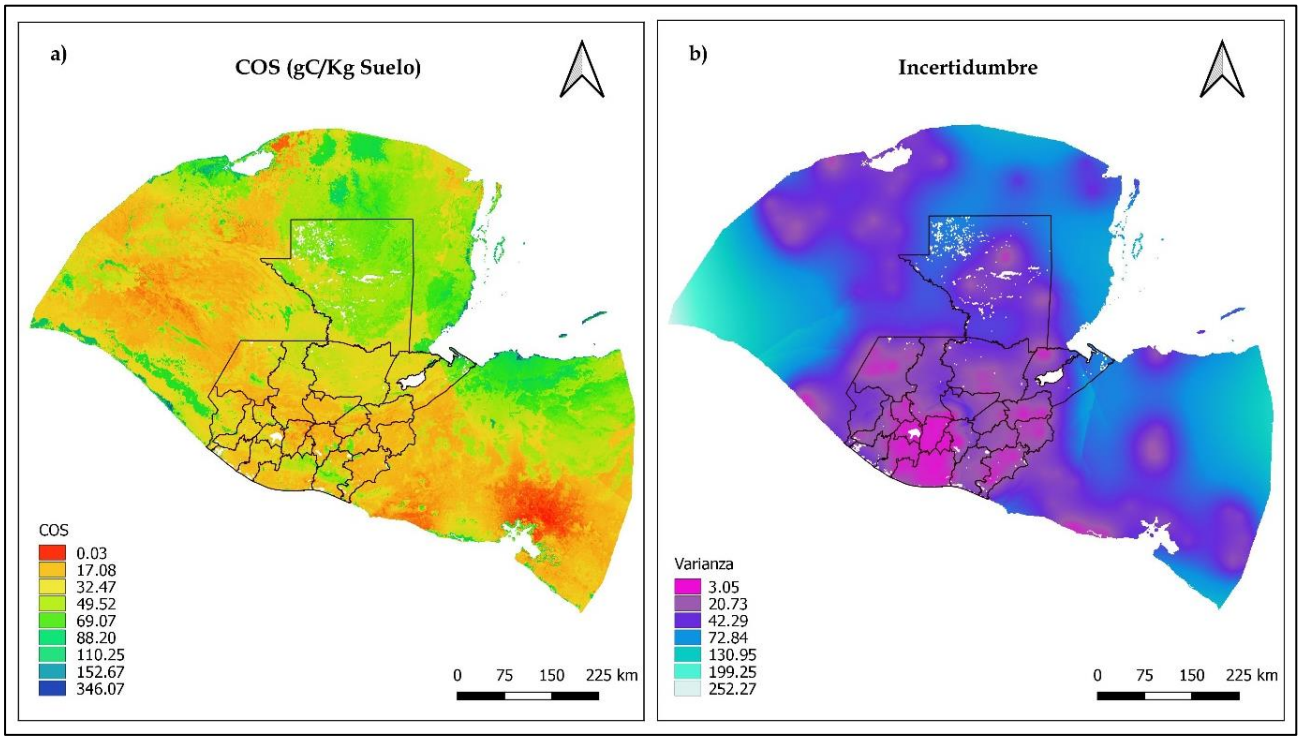


Figura 2. Mapa interpolado COS (a) e incertidumbre de predicción asociada (b).

Las discrepancias por determinar al mapa se deben a que el territorio abarcado es una región de alta variabilidad en características fisigográficas-geomorfológicas (Alvarado C. & Herrera I., 2001), meteorológicas-climáticas (IARNA-URL, 2018), de suelos (Tobías V. & Lira, 2000) y de uso/cobertura (DIGEGR-MAGA, 2021); cuyas clasificaciones territoriales no están representadas en su totalidad y la mayoría están submuestreadas.

En comparación a (Morataya G., 2015; Tobías V. et al., 2015), generalmente se estimaron rangos más amplios para los departamentos estudiados (Sacatepéquez, Escuintla,

Chimaltenango, Sololá y Guatemala). Las diferencias encontradas fueron mayores en los máximos (7-46 gC/kg) respecto a los mínimos (8.73 a -1.85 gC/kg). La mayoría (75%) de las estimaciones no superan los 38g C/kg y la mitad 29 gC/kg, contenidos relativamente bajos-medio pero justificados dado que estos departamentos dedican entre el 45 al 81% de su extensión en agricultura (DIGEGR-MAGA, 2021).

Los mayores contenidos de carbono se estimaron en manglares muestreados fuera de territorio Guatemalteco, pero el COS encontrado fue parecido; (Taque A & Vanegas C 2017) reportaron 240-380 gC/kg a la misma profundidad en Cayo Quemado Livingston, Izabal bajo condiciones favorables de sedimentación y (Rodríguez & Ramirez, 2018), 242 ± 40 tC/ha a un metro en Sipacate, Escuintla, este último equivale al 10% de los manglares del Pacífico, que abarcan el 0.22% del territorio nacional (DIGEGR-MAGA, 2021).

CONCLUSIONES

El COS en Guatemala estimado a través de técnicas de mapeo digital de suelos a 30 cm de profundidad está en un rango de 6.15 a 274.38 gC/Kg de Suelo y actualmente es la primera fuente de consulta para el país.

La varianza como métrica de la incertidumbre de predicción asociada permite establecer regiones para el desarrollo de nuevos estudios/muestreos de suelo, con el fin de actualizar los estimados de COS a otros más confiables.

La cobertura vegetal, temperatura y precipitaciones son factores determinantes en la variabilidad espacial de COS a escala regional y la influencia que potencialmente el humano pueda ejercer sobre ellos o sus efectos más importantes sobre el ciclo del carbono, determina su importancia para el manejo del suelo en el contexto de la mitigación y adaptación al cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo de: UNESCO-IGCP-IUGS, 2022 (#765), UNAM-PAPIIT, 2021 (#IA204522) and USDA-NIFA-AFRI, USA, 2019 (#2019-67022-29696).

BIBLIOGRAFÍA

Alvarado C., G. D., & Herrera I., I. R. (2001). Mapa Fisiográfico-Geomorfológico de la Republica de Guatemala, a escala 1:250,000. Guatemala, MAGA. https://www.maga.gob.gt/download/fisiografia.pdf

Angelini, M. (2012). Mapeo digital de suelos aplicado a la agricultura de precision Argentina. https://studylib.es/doc/8861616/angelini-mapeodigitaldesuelos

Araiza-Olivare, G. A. (2020). Efectos del cambio climático en la distribución del bosque de oyamel. Revista Geográfica de América Central(65), 263-282. http://dx.doi.org/10.15359/rgac.65-2.11

Batjes, N. H. (2019). Technologically achievable soil organic carbon sequestration in world croplands and grasslands. Land degradation development, 30(1), 25-32. https://doi.org/10.1002/ldr.3209

Batjes, N. H., Ribeiro, E., & Van-Oostrum, A. (2020). Standardised soil profile data to support global mapping and modelling (WoSIS snapshot 2019). Earth System Science Data, 12(1), 299-320. https://doi.org/10.5194/essd-12-299-2020

Berthrong, S. T., PIneiro, G., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. Ecological Applications, 22(1), 76-86. https://doi.org/10.1890/10-2210.1

Bishop, T. F. A., McBratney, A. B., & Laslett, G. M. (1999). Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. . Geoderma, 91(1-2), 27–45. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00003-8

Breda, N. J. (2003). Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. Journal of experimental botany, 54(392), 2403-2417. https://doi.org/10.1093/jxb/erg263

Burbano, H. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. Revista de Ciencias Agrícolas, 35(1), 82-96. https://doi.org/10.22267/rcia.183501.85

Digegr-Maga. (2021). Determinación de la Cobertura Vegetal y Uso de la Tierra a escala 1: 50,000 de la República de Guatemala, . Guatemala,

FAO. (2017). Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura http://www.fao.org/3/i6937s/i6937s.pdf

FAO, & ITPS. (2017). Global Soil Organic Carbon Map - GSOCmap. Roma, Italia, Food and Agriculture Organization. http://www.fao.org/3/i8195es/I8195ES.pdf

Guevara, M., Olmedo, G. F., Stell, E., Yigini, Y., Aguilar Duarte, Y., Arellano Hernández, C., . . . Bunning, S. (2018). No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. 4(3), 173-193. https://doi.org/10.5194/soil-4-173-2018

Hengl, T. (2019). GSIF: Global Soil Information Facilities. . In (Version version 0.5-5/r245) https://R-Forge.R-project.org/projects/gsif/

Iarna-URL. (2018). Ecosistemas de Guatemala basado en el sistema de clasificación de zonas de vida. SIE. https://sie.url.edu.gt/capas-geograficas/

Jenny, H. (1994). Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. Courier Corporation.

Martínez H, E., Fuentes E, J. P., & Acevedo H, E. (2008). CARBONO ORGÁNICO Y PROPIEDADES DEL SUELO. Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal, 8, 68-96. https://doi.org/ https://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006

McBratney, A. B., Mendonça-Santos, M., & Minasny, B. (2003). On digital soil mapping. Geoderma, 117(1-2), 3-52. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4.

McBratney, A. B., Minasny, B., Cattle, S. R., & Vervoort, R. W. (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. Geoderma, 109(1-2), 41–73. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00139-8.

Meier, I. C., & Leuschner, C. (2010). Variation of soil and biomass carbon pools in beech forests across a precipitation gradient. Global Change Biology, 16(3), 1035-1045. https://doi.org/10.1111/j.1365 -2486.2009.02074.x

Minasny, B., McBratney, A. B., & Lark, R. M. (2008). Digital Soil Mapping Technologies for Countries with Sparse Data Infrastructures. In A. E. Hartemink, A. McBratney, & M. d.

L. Mendonça-Santos (Eds.), Digital Soil Mapping with Limited Data (pp. 15-30). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8592-5_2

Morataya G., E. V. 2015. Estudio de los principales factores que intervienen en la variabilidad del carbono orgánico en los suelos del departamento de Chimaltenango Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala. http://fausac.usac.edu.gt/tesario/tesis/T-03254.pdf

Pascale, A. J., & Damario, E. A. 1994. Tendencia de la amplitud térmica diaria en la Argentina desde 1901 hasta 1990. Rev. Facultad de Agronomía UBA, 14(2), 127-138.

Poggio, L., de Sousa, L. M., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Kempen, B., Ribeiro, E., & Rossiter, D. 2021. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. SOIL, 7(1), 217-240. https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021

Rodríguez, C., & Ramirez, M. (2018). Dinámica de la cobertura de manglar y del carbono asociado en Sipacate-Naranjo, Guatemala. Revista Mesoamericana de Biodiversidad y Cambio Climatico Yu'am, 2, 17-26. https://www.revistayuam.com/dinamica-de-la-cobertura-de-manglar-y-del-carbono-asociado-en-sipacate-naranjo-guatemala/

Sierra, E. (2014). Herramientas geoestadísticas en la construcción de Modelos Digitales de Elevación (MDE). http://downloads.gvsig.org/download/events/jornadas-uruguay/2014/articulos/Articulo-3J-Uruguay-Herramientas_geo_estadisticas_en_MDE.pdf

Simmons, C., Tarano, J. M., & J.H.., P. (1959). Clasificación de Reconocimiento de los Suelos de la República de Guatemala. . Guatemala, Instituto Agropecuario Nacional; Servicio Cooperativo Inter-Americano de Agricultura; Ministerio de Agricultura.

Taque A , J. H., & Vanegas C , E. A. (2017). Almacenamiento de carbono en el suelo del Bosque Natural Cayo Quemado. Livingston, Izabal, Guatemala. Naturaleza, Sociedad y Ambiente, 4, 19-31. https://doi.org/10.37533/cunsurori.v4i1.20

Tobías V., H. A., & Lira, E. (2000). Primera Aproximación al Mapa de Clasificación Taxonómica de los Suelos de la República de Guatemala, a escala 1:250,000. Guatemala, MAGA. https://www.maga.gob.gt/download/clasificacion-suelo.pdf

Tobías V., H. A., Sacbaja G., O. A., Barrientos G., M., Tacam C., C. A., Bonilla R., O. D., & Morataya G., E. V. (2015). Evaluación de los principales atributos físicos y químicos de los suelos de los departamentos de Escuintla, Chimaltenango, Guatemala, Sacatepéquez, Sololá y su clasificación de acuerdo con la metodología de la base mundial de referencia del recurso suelo (WRB). Guatemala, SENACYT. https://fondo.senacyt.gob.gt/portal/index.php/catalogo/15-codigo/594-02-2012-agropecuaria





DISPERSIÓN DE MERCURIO EN TERREROS Y SEDIMENTOS ORIGINADA POR ACTIVIDADES MINERAS EN LA SIERRA GORDA DE QUERÉTARO Y GUANAJUATO

Gilberto Hernández-Silva[1]; Sergio Martínez-Trinidad [2]; Luis Fernando Vassallo-Morales[1]; Sara-Solís-Valdez[1]

[1]Centro de Geociencias, Campus UNAM-Juriquilla
[2]Colegio de Posgraduados, Campus Puebla
ghsilva@geociencias.unam.mx

RESUMEN

El cinabrio ha sido explotado desde tiempos ancestrales y hasta nuestros días, en la zona de mineralizada de mercurio en la Sierra Gorda, México (ZMMSG). A partir de 2010, la producción de Hg se incrementó considerablemente, convirtiéndose en la actualidad, en uno de los países más activos del mundo en este rubro. Debido a esta explotación histórica, una característica importante de su paisaje es la cantidad de desperdicios mineros de cinabrio (terreros) expuestos al aire libre (105) lo que representa una fuente permanente de contaminación. Para ello, se estableció un área específica (715 km^2) ambientalmente afectada por las actividades históricas de los dos Distritos Mineros de la Minería Primaria de Mercurio ubicados en los estados de Querétaro y Guanajuato. Los conceptos de mineralización de Hg y el sistema de red hidrológica fueron las definiciones clave para delimitarlo. Se aplicó una vinculación diversa pero apropiada dentro de lo que es un marco conceptual del paisaje natural y de los factores antropogénicos que permitieron establecer los mecanismos de dispersión de Hg. Además, al unir la fuente (terreros) y transporte (sedimentos) como vectores en los procesos de contaminación de Hg, se determinó la dinámica de dispersión de Hg y el impacto ambiental de Hg. Las funciones y relaciones de factores, procesos y vectores se consideraron como la conexión clave para el desarrollo de un mapa integrado, que representa una sinopsis visual y explicable de la dinámica del comportamiento de Hg en la zona de estudio.

PALABRAS CLAVE: *cinabrio (HgS), mapeo, movilidad, red hidrológica, vectores de contaminación*

INTRODUCCION

En la actualidad, la ZMMSG México (Figura 1), es considerada como una de las regiones más activas en la producción de Hg en el mundo (UNEP, 2020). El cinabrio (HgS) ha sido explotado en la zona sur de la Sierra Gorda, durante la época prehispánica I-AC. Debido al método de amalgamación de oro y plata utilizado desde el XVI al XIX, se incrementó la explotación de Hg. A mediados del siglo pasado se abrieron nuevas minas importantes y, desde 2010, la producción de Hg se incrementó considerablemente (PNUMA, 2020). Como consecuencia de esta explotación histórica, una característica paisajística importante de MMZSG, es la alta cantidad de desperdicios mineros de cinabrio al aire libre (terreros),





procedentes de la explotación minera primaria de Hg, que representan una fuente permanente de contaminación. Por lo tanto, nuestros objetivos fueron: Establecer la dinámica de dispersión de Hg y su impacto ambiental, mediante la asociación de la función fuente-transporte como vectores de contaminación y, Desarrollar un mapa que muestre y explique la síntesis del comportamiento del Hg.

MATERIALES Y MÉTODOS

La definición del Distrito Minero sirvió como referencia, para establecer el área específica ambientalmente afectada por las actividades mineras y, delinearla mediante la aplicación de dos conceptos principales: la extensión del área mineralizada de mercurio y el concepto de un sistema de red hidrológica, para conocer cómo se transporta el Hg. Para determinar la dispersión de Hg, se emplearon algunos principios fundamentales como mineralización, características estructurales del paisaje, sistema de cuenca hidrológica y sitios de procesamiento del mineral. Para establecer la dinámica y los procesos de dispersión de Hg, se integraron dos tipos de materiales, actuando, además, como vectores de contaminación por Hg: a) terreros, como fuentes de contaminación, asignándoles su posición georreferenciada y cuantificando su contenido total de Hg; b) sedimentos, estableciendo el transporte de Hg en el sistema de red hidrológica, determinando el movimiento, dirección y destino del Hg. Se realizaron dos campañas de trabajo de campo, 2007-2013 y 2017-2019, colectando y registrando los 2 tipos de materiales considerados como vectores de contaminación: 89 terreros, 96 de sedimentos con un total de 185 sitios de muestreo georreferenciados en un área de 715 km2. El contenido de mercurio total se realizó en el Laboratorio Geoquímico del Instituto Geológico de Hungría (MAFI hasta 2015), con el nombre actual de Mining and Geological Survey of Hungary. Para las mediciones de laboratorio de las concentraciones de mercurio extraíble en terreros y sedimentos, se utilizó la técnica de absorción de vapor en frío dentro de un Analizador Avanzado de Mercurio (AMA-254), de acuerdo con el método EPA 7473, 2007. Para el desarrollo de los mapas correspondientes, se utilizó el IDW como método de interpolación con ponderación de distancia inversa, dentro del software QGIS 3.10.14 LTR.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El uso del análisis estadístico Box-plot ha resaltado adecuadamente la distribución de los datos numéricos que, junto con la información de campo y laboratorio, consolidan un análisis certero y confiable. Por ello, se presentan los siguientes resultados: Terreros. La parte correspondiente al RE-N (Río Extoraz-Norte), las únicas Mcs (microcuencas) representativas del análisis Box plot fueron las MCs 7 y 9. De donde se desprende que, la mediana de la Mc 7 es casi el doble de la 9; asimismo, los demás datos de rangos, cuartiles e intercuartiles, dispersan ampliamente su distribución (Cuadro 1, Figura 1).

Cuadro 1. Parámetros estadísticos del Box plot con relación a las concentraciones de mercurio total en terreros de minas con división en microcuencas.

Micro cuenca	N	Median	Min	Max	Q1	Q3	IQR	Outlier
2	4	399	208	600	233	572	338	
3	11	287	37.9	1937	117	467	350	1937
7	27	232	5.6	5460	115	684	569	1460 3250 4269 5165 5460
9	5	116	86.1	155	92.4	141	48.6	
12	6	301	22.4	936	100	726	625	
15	6	2076	27.4	4216	1092	4177	3084	
16	4	6.2	2.4	193	2.7	146	144	
17	4	479	309	2000	322	1648	1326	
18	10	54.6	3.8	2970	14.6	191	176	2970

N = Número de muestras; Q1 = Lower quartile; Q3 = Upper quartile;
IQR = Interquartile range; Min = Minimo; Max = Maximo

Cuadro 2. Parámetros estadísticos del Box plot con relación a las concentraciones de mercurio total en sedimentos.

Micro cuencas	N	Median	Min	Max	Q1	Q3	IQR	Outlier
2	8	5.4	0.6	34.9	2.7	24.1	21.4	
6	12	0.4	0.3	51.8	0.3	2.6	2.3	36.2 51.8
7	15	31.3	0.4	14170	2.2	435	432	1270 14170
9	7	0.3	0.1	9.2	0.1	1.3	1.2	9.2
11	9	9.0	0.4	87	4.3	14.6	10.2	87
12	5	20	0.2	69	1.9	44.5	42.6	
14	9	10.7	0.6	68.6	1.0	42.3	41.3	
15	6	450	15.9	687	132	611	479	
16	4	29.4	2.2	49.4	4.0	49.4	45.3	
18	8	14.6	0.9	58.2	6.8	39.7	32.9	

N = Número de muestras; Q1 = Lower quartile; Q3 = Upper quartile; IQR = Interquartile range; Min = Mínimo; Max = Máximo





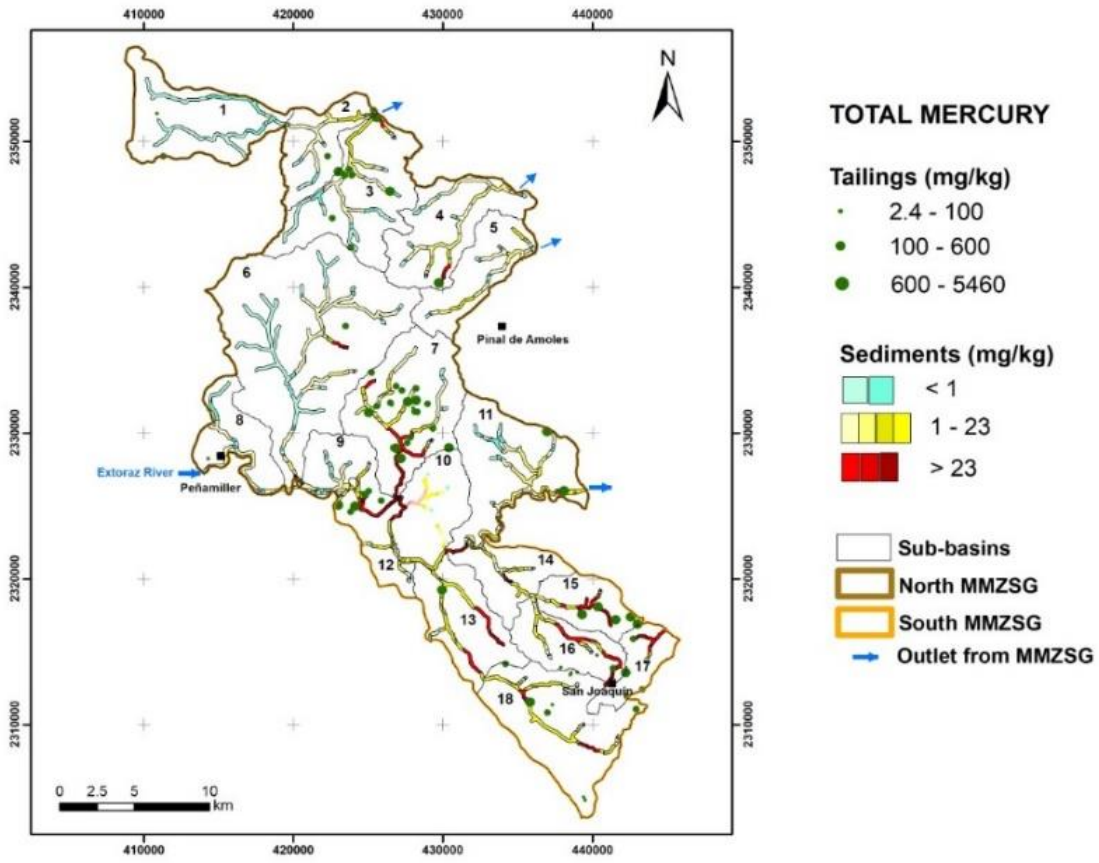


Figura 1. Mapa de la dinámica de la distribución de mercurio en los sedimentos de la red hidrográfica.

La razón principal de esta enorme diferencia es la estrecha relación de la Mc 7 con una falla normal y regional (característica no tratada en este trabajo) cuya mineralización conforma el corredor Camargo-Plazuela-Río (C-P-RE). Las MCs 15 y 16 conformadas por un plegamiento paralelo son las que han presentado la mayor dinámica de producción-dispersión en la parte S del RE. La mediana de la Mc 15 representa la mitad del rango máximo y el rango máximo muy parecido al Q3, lo que podría sugerir un cierto equilibrio en su dispersión. La MC 16 señala el análisis estadístico, como la más baja mediana con 8.5 en todo el sistema de la SG. El hecho de que el rango máximo sea el doble del Q3 y el Q3 parecido al IQR sea reflejo de los escasos datos recabados (Cuadro 1. Figura 1). Los sedimentos. La Mc 15 es la más destacada por el valor alto de su mediana en toda la ZE, llegando a ser 14 veces mayor que la Mc 7, el resto de las medianas son bajas. En cambio, el rango máximo de Hg en sedimentos en toda la ZE, lo ocupa la Mc 7 siendo 237 veces mayor que el valor mínimo de las demás Mcs, en el resto de las Mcs el máximo no pasa de 3.7 más alto con relación al valor máximo permitido por la NOM-2004. En cuanto al Q1, todas las Mcs mostraron valores bajos, excepto la Mc 15 cuyos valores se consideran relativamente elevados. El Q3 volvió a exhibir su máxima expresión en la Mcs 15 seguida de la 7. La Mc 2

presentó un valor ligeramente menor a los 23 mg/kg máximos permitidos por la NOM-2004. Aparecieron 2 outliers en la Mc 6 con bajos niveles de dispersión y de nulo significado, a diferencia de la Mc 7 donde surgen también 2 outliers pero de gran significado; asimismo, en la Mc 11 aparecen 2 outliers, uno de escasa presencia y el otro con un poco mayor significado de dispersión (Cuadro 2, Figura 1).

Este trabajo contribuye a establecer la necesidad de delimitar a toda una región mineralizada (geológicamente) y sus ventajas de acotar los efectos perjudiciales de una región minera. El mapa de dispersión de Hg muestra el transporte de Hg a través de la movilidad de los sedimentos de la red hidrológica de las diferentes microcuencas, exhibiendo una estrecha relación entre los dos vectores considerados. En él se perciben los parámetros involucrados en el esquema del marco conceptual. Esta sinopsis toma una percepción completa de las fuentes del mercurio, su relación con la estructura del paisaje; como fuente de emisiones hacia la atmósfera; y, cómo el Hg es transportado por medio de los sedimentos, a través del sistema de la red hidrológica de la cuenca. La enorme contaminación en la ZMMSG está dominada por el corredor fluvial Camargo-Plazuela-Extoraz, que incluye una cantidad importante de sedimentos a los que se integran 2 sitios de procesamiento de mineral, la existencia de 16 minas-terreros, que reciben sedimentos de minas vecinas con sus respectivos terreros; 9 están trabajando todavía. Además, el mayor contenido de Hg (14,170 mg/kg) se encontró en los sedimentos de este corredor, representando el mayor riesgo de emisiones de Hg a la atmósfera. La mayor concentración de Hg en terreros fue de 4995.0 mg/kg.

CONCLUSIONES

Se demostró con éxito la delimitación del área ambientalmente afectada por actividades mineras del Hg, mediante la aplicación de los conceptos, extensión y alcance de la mineralización del Hg, así como, el sistema de red de cuenca hidrográfica dividida en microcuencas. El punto de partida de la dispersión y transporte del Hg se inicia con la conexión física-natural entre un terrero o grupos de terreros y un arroyo o río. En consecuencia, dos tipos de materiales fueron considerados como vectores del transporte de Hg: terreros como fuente del Hg y sedimentos como el movimiento del Hg. Los factores y procesos involucrados en el comportamiento del Hg están fuertemente conectados entre sí, como lo demuestra el mapa de dispersión, de manera que nos permite entender el comportamiento e impacto ambiental del Hg en la ZMMSG. El río Extoraz recoge los sedimentos de 13 Mcs que representa una continua y cambiante cantidad de Hg. diciéndonos la urgencia ambiental de algunos de ellos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos profundamente al PAPIIT-UNAM-México, el financiamiento a este proyecto con las claves: IN11103817, IN11140910, IN1116803.





BIBLIOGRAFIA

EPA: Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediment sludges, soils and oils. https//doi.org/104021/85980554n

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), (2020). Informe sobre la brecha de emisiones 2020. Nairobi, Kenia. https://www.unep.org/es/emissions-gap-report-2020

United Nations Environment Program (UNEP), (2020). Emissions Gap Report 2020. Nairobi, Kenya. https://www.unep.org/es/emissions-gap-report-2020



División 2

Relación Suelo – Clima – Biota

METALES TRAZA EN SUELOS DEL DISTRITO MINERO ZIMAPÁN, HIDALGO Y SU TRANSFERENCIA A PLANTAS ENDÉMICAS

Margarita Beltrán Villavicencio [1]; Isabel Zubieta Martínez [1]; Israel Labastida Núñez [1]; María Aurora Armienta Hernández [2]; Ana Laura Tecorralco Bobadilla [1]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. Av. San Pablo 180 Col. Reynosa Tamaulipas, Azcapotzalco, CDMX, México. C.P. 02200. Email: mbv@azc.uam.mx
[2]Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geofísica, UNAM, 04510 CDMX, México.

RESUMEN

En el municipio de Zimapán, en el estado de Hidalgo, una de sus actividades fundamentales es la minería, debido a la riqueza en sus recursos. En suelos aledaños es común encontrar concentraciones de fondo de metales pesados y metaloides por características propias de los suelos, que dan la posibilidad de su intrusión en la cadena trófica a través de la transferencia a las plantas.

El presente estudio evaluó tanto la concentración de fondo de metales pesados tanto en suelos como en plantas jóvenes endémicas de la zona, de menos de 1 año, como el huizache, mezquite y el pirul. Se recolectaron muestras de suelo y plantas en 15 distintos puntos en la localidad de Aguas Blancas, Zimapán, Hidalgo, lejos de las zonas mineralizadas. Se prepararon 3 muestras compuestas de suelo para su caracterización y se colectaron plantas para cada especie vegetal, se separó la parte de raíz y la aérea para llevar a cabo una digestión ácida y su consecutivo análisis por espectrofotometría de absorción atómica.

La concentración de metales pesados en el suelo reportó: 14 mg As/kg, 17 456 mg Fe/kg, 46 mg Pb/kg y 48 mg Zn/kg. En el caso del As y Pb, las concentraciones son mayores a la media mundial para suelos no contaminados.

En las plantas, en general, no se detectó Pb ni Cd pero en las raíces de las especies vegetales se presentaron concentraciones de hasta 34.26 mg As/kg y en la parte aérea de hasta 17.55 kg As/kg que son consideradas excesivas o tóxicas.

PALABRAS CLAVE: *Arsénico; plomo; hizache; mezquite, pirul.*

INTRODUCCIÓN

La industria minera ha sido una actividad económica muy importante en México, en el 2019 el país lidera a nivel mundial la producción de plata y sobresale en la producción de celestita, fluorita, oro, cadmio, molibdeno, plomo, zinc, cobre, bismuto, entre otros (SGM, 2020[a]). El estado de Hidalgo contribuye como principal productor de manganeso en el país y ocupa el segundo lugar en producción de fosforita y en menor proporción la extracción de oro, plata, plomo y zinc (SGM, 2020b).

El municipio de Zimapán, Hidalgo, es una región donde abundan yacimientos minerales, se considera un distrito minero y se encuentra a 144 kilómetros de Pachuca, la capital del estado. El suelo es de tipo semidesértico, es rico en materia orgánica y nutrientes; el uso del suelo corresponde al de agostaderos con 51%, el 8.7% al forestal, el 3% al agrícola y el 37.3%

a otros usos que radican principalmente en la minería; aunque, el suelo del municipio no es propicio para ejercer la agricultura, algunos suelos se utilizan con estos fines principalmente para autoconsumo (GMH, 2021).

Muchos suelos de zonas cercanas dedicadas a la minería tienen concentraciones altas de metales pesados de origen natural debido a la meteorización de las rocas, que están contenidos en redes cristalinas de los minerales primarios o como minerales acompañantes (Ramos, 2002). Las concentraciones promedio a nivel mundial de algunos metales en diferentes tipos de suelo son (mg metal/kg suelo): As, <0.1 – 9.3. Cd, 0.37-0.78. Pb, 22 – 44. Zn, 45 – 100 (Kabata-Pendias, 2011).

Muchas especies vegetales pueden concentrar metales pesados en sus tejidos por absorción u otras formas de asimilación natural que dan la posibilidad de ser biodisponibles e introducirse a la cadena trófica (Ramos, 2002). Las especies vegetales han desarrollado mecanismos bioquímicos para adaptarse tanto a deficiencias como a excesos de elementos traza que han resultado en tres características generales de captación: acumulación, tolerancia y exclusión. Se han reportado concentraciones aproximadas de elementos traza consideradas como "normales" en tejido foliar generalizado para varias especies (mg metal/kg tejido seco): As, 1 – 1.7. Cd, 0.05 – 0.2. Pb, 5 – 10. Zn, 27 – 150; cantidades superiores se consideran tóxicas o excesivas (Kabata-Pendias, 2011).

Este trabajo evaluó la asimilación de metales pesados en tres especies vegetales: huizache (*Acacia farnesiana*), mezquite (*Prosopis laevigata*) y pirul (*Schinus molle*) que crecen en suelos lejanos de las zonas mineras, con concentraciones propias de la zona del distrito minero de Zimapán, en el estado de Hidalgo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo y las especies vegetales se obtuvieron de la localidad Aguas Blancas, Zimapán, Hidalgo, que colinda con zonas habitacionales, y tiene una altitud de 1 940 m.s.n.m. El muestreo fue de tipo exploratorio, con 15 puntos para obtener 3 muestras compuestas de suelo y plantas de huizache (*Acacia farnesiana*), mezquite (*Prosopis laevigata*) y pirul (*Schinus molle*). Se realizó el martes 14 de diciembre de 2021 de acuerdo con la Norma NMX-AA-132-SCFI-2016, "Muestreo de suelos para la identificación y cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra" (SE, 2017).

Se caracterizaron fisicoquímicamente las tres réplicas del suelo de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 por duplicado (SEMARNAT, 2002) y también se sometió a una digestión con base en el método 3050B de la EPA (1996).

Se llevó a cabo la digestión abierta de las especies vegetales, separando el tejido de raíz y aéreo de la planta, de acuerdo con el método de Ruíz y Armienta (2012).

Posteriormente se analizaron las muestras en un equipo de espectrofotometría de absorción atómica por flama de aspersión directa (Perkin Elmer. Analyst 100), el contenido de metales pesados se determinó de acuerdo con la serie de métodos SW-846 7000 (EPA, 1986), por triplicado, con límites de detección de 0.01 mg/L para Pb, 0.001 mg/L para Cd, Zn, As y Fe. Se utilizaron estándares certificados, blancos con agua y blancos de digestión.

Se llevó a cabo un análisis de varianza ANOVA con el software StatGraphics Centurion 18.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el cuadro 1 se presenta la caracterización fisicoquímica del suelo de la localidad de Aguas Blancas, Zimapán, Hidalgo.

Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica de suelo muestreado

Parámetro	Resultado
Color	10R 3/1 Gris rojizo oscuro
Densidad aparente [g/cm^3]	1.72 ± 0.22
Densidad real (g/cm^3)	2.11 ± 0.15
Humedad a capacidad de campo (%)	25.89 ± 1.05
Textura	Arenoso
pH	5.96 ± 0.27
Conductividad(ds/m)	0.136 ± 0.004
Materia orgánica (%)	7.05 ± 0.66
Nitrógeno (N)	Medio
Fósforo (P)	Medio
Potasio (K)	Traza

Según la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002), el suelo presenta un pH moderadamente ácido, un color gris rojizo oscuro, con 7.05 % de materia orgánica, que se clasifica como muy alta, la conductividad eléctrica muestra que tiene efectos despreciables de salinidad y es de textura arenosa. La densidad aparente es propia de suelos con esta textura por ser mayores a 1.32 g/cm^3. La humedad de campo determina la cantidad de agua aprovechable por las plantas y tiene disponibilidad media para los nutrientes de nitrógeno y fósforo y baja para potasio.

En el cuadro 2 se presentan las concentraciones del metaloide As y los metales pesados analizados.

Cuadro 2. Concentraciones totales de As y metales pesados en el suelo muestreado

	Fe (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	As(mg/kg)
Suelo	17456.82 ± 1386.15	45.91 ± 4.98	47.82 ± 9.25	0.97 ± 0.05	14.34 ± 2.49

Según la NOM-147-SEMARNAT-2004 (SEMARNAT, 2007), el As, Cd y Pb se encuentran dentro de la norma por lo que el suelo no se considera contaminado, sin embargo, las concentraciones de As, Pb y Cd superan el promedio mundial (As hasta 9.3 mg/kg, Cd hasta 0.78 mg/kg y Pb hasta 44 mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011). El contenido de Fe y Zn al ser considerados nutrientes esenciales del suelo, no son regulados, pero se consideran dentro de rangos normales; el Zn en suelos agrícolas de Estados Unidos se ha reportado en

intervalos de 3 a 264 mg/kg (Kabata-Pendias, 2011). Armienta et al., 2008, midieron concentraciones entre 6 y 40 mg As/kg de suelo en suelos naturales de la zona de Zimapán, la concentración del suelo bajo estudio coincide.

En el cuadro 3 se presentan los intervalos de metales pesados y As en las muestras de tejido vegetal muestreado.

Cuadro 3. Intervalo de concentraciones de As y metales pesados en las plantas

Planta	Parte de la planta	Fe (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	As (mg/kg)	Promedio As (mg/kg)
Huizache	Aérea	44.22 – 54.23	ND*	15.42 – 19.67	ND*	4.99 - 16.75	10.87 ± 8.31
	Raíz	41.47 – 75.21	ND*	22.34 – 36.78	ND*- 0.85	ND*- 8.79	4.39 ± 6.21
Mezquite	Aérea	23.19 - 26.12	ND*	11.98 – 16.40	ND*	5.44 - 17.35	11.39 ± 8.42
	Raíz	278.54 - 311.90	ND*	44.87 – 48.54	ND*- 0.34	8.43 - 19.58	14.01 ± 7.88
Pirul	Aérea	9.45 - 22.10	ND*	11.54 – 20.34	ND*	ND* - 17.55	7.52 ± 15.26
	Raíz	10.61 - 34.26	ND* - 16.59	32.54 - 44.82	ND*- 0.34	10.61- 34.26	24.67 ± 10.73

*ND = no detectado

En todas las especies vegetales, el contenido de Fe se considera normal, Kabata-Pendias, 2011, reporta que muestras de pasto y trébol de diferentes países abarcan rangos entre 43 y 376 mg/kg. Con relación al Zn, las concentraciones no superan 150 mg/kg, límite que es considerado normal en plantas, la media en diferentes plantas comestibles se encuentra en el rango de entre 1.2 a 33 mg/kg (Kabata-Pendias, 2011). El Pb sólo se presentó en la raíz de un espécimen de pirul con 16.59 mg Pb/kg al igual que el caso del Cd sólo se presentó en las raíces con un valor máximo de 0.87 mg Cd/kg. Se han registrado concentraciones mayores a 50 mg Cd/kg y mayores de 100 mg Pb/kg en las raíces de plantas de maíz que han crecido en suelos con 15 mg Cd/kg y 300 mg Pb/kg, dado que muchas especies vegetales acumulan en la raíz el metal (Kabata-Pendias, 2011).

Respecto al As, se presentó tanto en raíces como en la parte aérea en algunas de las plantas, con concentraciones de hasta 34.26 y 17.55 mg As/kg respectivamente; que son consideradas excesivas o tóxicas (mayores a 1 – 1.7 mg As/kg) (Kabata-Pendias, 2011).

Armienta et al. 2008, encontraron concentraciones (mg/kg) de 13.6 en hojas, 14.2 en ramas y 7.4 en vainas de mezquite, así como 11.3 en hojas y 12.6 en ramas de huizache en Zimapán, Hidalgo; valores comparables con el presente estudio. Según el análisis estadístico ANOVA no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de As entre especies vegetales con un nivel del 95 % de confianza, pero sí existe diferencia entre la

acumulación en raíces, que es mayor que en el tejido aéreo. En el cuadro 4 se presentan los coeficientes de asimilación de As en las especies vegetales.

Cuadro 4. Coeficientes de bioconcentración y de absorción biológica en las plantas.

Planta	BCF $(\frac{conc.\ As\ en\ raíz}{conc.\ As\ en\ suelo})$	BAC $(\frac{conc.\ As\ parte\ aérea}{conc.\ As\ en\ suelo})$
Huizache	0.31	0.76
Mezquite	0.98	0.79
Pirul	1.72	0.52

Las especies vegetales con un BAC mayor que 1, son consideradas como buenas acumuladoras, aquellas con un BCF mayor que 1, tienen potencial para ser fitoestabilizadoras (Vamerali, 2010), como lo puede ser el mezquite y pirul.

CONCLUSIONES

El huizache (*Acacia farnesiana*), mezquite (*Prosopis laevigata*) y pirul (*Schinus molle*) asimilan y traslocan As que se encuentra en concentraciones traza en el suelo. Las concentraciones encontradas en la parte aérea, de hasta 17.55 mg As/kg se consideran excesivas o tóxicas para la misma especie vegetal y pueden representar un riesgo por la intrusión a la cadena trófica por la probable ingesta de los mamíferos de la zona.

AGRADECIMIENTOS

A la Psicóloga Jaqueline Reséndiz Chávez conocedora de la zona de Aguas Blancas, Zimapán, por su disposición para el muestreo e identificación de especies vegetales.

BIBLIOGRAFÍA

Armienta, M.A., Ongley, L.K., Rodríguez, R., Cruz, O., Mango, H., Villaseñor, G. (2008). Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. Geochemistry Exploration Environment Analysis 8(2):191-197. DOI: 10.1144/1467-7873/07-144.

EPA. Environmental Protection Agency. (1996). Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils.

EPA, 1986. Enviromental Protection Agency. Test Methods. SW-846 7000 Series Methods, US: s.n.

GMH. Gobierno Municipal de Hidalgo. (2021). Plan de Municipal de Desarrollo Zimapán 2016-2020.

Kabata-Pendias, A. (2011). Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition Polonia: CRC Press. Taylor and Francis Group, LLC.

Ramos., M. J.J. (2002). Estudio de la contaminación por metales pesados y otros procesos de degradación química en los suelos en los invernaderos del poniente almeriense. Tesis doctoral. Universidad Almería, 617 páginas.

Ruíz, H. E. A. y Armienta, H. M. A. (2012). Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales. Rev. Int. Amb., 2(28), 103-117.

SE, Secretaría de Economía. (2017). NMX-AA-132-SCFI-2016. Muestreo de suelos para la identificación y cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Publicada en el DOF del 6 de marzo de 2017.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2002). NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

SGMa. Servicio Geológico Mexicano. (2020). Anuario Estadístico de la Minería Mexicana, 2019. Edición 2020. Subsecretaría de Minería. Publicación No. 49.

SGMb. Servicio Geológico Mexicano. (2020). Panorama Minero del Estado de Hidalgo. Disponible en: http://www.sgm.gob.mx/pdfs/HIDALGO.pdf. Fecha de consulta: 14 de junio de 2022.

Vamerali, T., Bandiera, M. & Mosca, G., 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environ Chem Lett*, Issue 8, pp. 1-17.

ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE Y SENSIBILIDAD DEL MODELO ARID (ÍNDICE DE REFERENCIA AGRÍCOLA PARA LA SEQUÍA)

Miguel Servin-Palestina[1,2]*; Agustín Ruiz-García[2]; Irineo L. López-Cruz[2]; Raquel Salazar-Moreno[2]; Jorge Zegbe Domiguez[1]

[1]Campo Experimental Zacatecas - INIFAP. Km. 24.5 Carretera Zacatecas-Fresnillo, 98500 Calera de Víctor Rosales, Zacatecas, México. [2]Postgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua. Universidad Autónoma Chapingo. 56230. Km. 38.5, carretera México-Texcoco. Chapingo, México.
*miguel.servin@hotmail.com

RESUMEN

Los modelos de simulación se utilizan para estimar, pronosticar, optimizar e identificar factores limitantes y analizar cambios en la producción de cultivos. Para obtener un modelo matemático funcional y fiable, es necesario conocer su incertidumbre e identificar sus los parámetros más influyentes. Este estudio tuvo como objetivo realizar un análisis de incertidumbre (UA) y un análisis de sensibilidad (SA) global para los parámetros del modelo ARID (Índice de referencia agrícola para la sequía). ARID tiene seis parámetros y se utiliza para identificar el estrés hídrico de las plantas al relacionar la evapotranspiración real (ET) y la evapotranspiración de referencia (Eto). Se realizó una simulación Monte Carlo para el análisis de incertidumbre y se utilizó el método de Sobol para el análisis de sensibilidad, para ambos análisis se aplicó una incertidumbre de 25% en los parámetros sobre los valores nominales. Para el UA el coeficiente de variación (CV) fue 29.6%. El análisis de sensibilidad permitió determinar que los parámetros más influyentes para frijol de riego son RCN > FC > WP > RDZ según los índices de sensibilidad.

PALABRAS CLAVE: *Phaseolus vulgaris* L., *modelo dinámico, evapotranspiración*.

INTRODUCCIÓN

El estado de Zacatecas es el principal productor de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) en México. Se cultivan en promedio 25 mil ha de riego, con rendimientos de 1.12 a 2.35 t ha^{-1} (SIAP, 2021) de los más bajos a nivel mundial (FAOSTAT, 2022). Los bajos rendimientos son a causa del abatimiento de los acuíferos, suelos degradados, manejo inadecuado del cultivo y clima adverso. Esta situación puede mejorarse entendiendo el manejo del cultivo en el continuo suelo-planta-atmósfera, donde los modelos dinámicos cobran relevancia. El estrés hídrico es uno de los factores que determinan la baja productividad de los cultivos. El modelo ARID (Índice de referencia agrícola para la sequía) se utiliza para identificar el estrés hídrico de las plantas al relacionar la evapotranspiración real y la evapotranspiración de referencia (Woli *et al*., 2012). ARID utiliza seis parámetros para simular el grado de estrés hídrico. Para conocer la fuente y cantidad de incertidumbre y la sensibilidad de los parámetros en los modelos se utilizan los análisis de incertidumbre (UA) y de sensibilidad (SA) (Saltelli *et al*., 2006). SA se utiliza para cuantificar la fuerza de las relaciones de entrada-salida de los modelos

matemáticos, mientras en el análisis de incertidumbre (UA) se utiliza para evaluar la propagación de la incertidumbre de las entradas sobre las salidas del modelo (Saltelli *et al*., 2004). Khare *et al*., (2013) realizaron un UA y SA del modelo ARID para identificar la variabilidad edáfica y climática del sureste de E.U. Los SA y UA por ser etapas cruciales para la generación de modelos se deben realizar para contar con un modelo funcional y confiable. El objetivo de este estudio fue realizar un análisis de incertidumbre con un método frecuentista basado en la simulación de Monte Carlo y un análisis de sensibilidad con el método de Sobol (basado en varianza) del modelo ARID, en el cultivo de frijol en Zacatecas para condiciones de riego.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en 2020 en el Campo Experimental Zacatecas (CEZAC), Calera, Zacatecas, México. El suelo en el lugar es franco arcilloso con un punto de saturación (SP), capacidad de campo (FC) y punto de marchitez permanente (WP) de 0.48 $m^3\ m^{-3}$, 0.29 $m^3\ m^{-3}$ y 0.14 $m^3\ m^{-3}$ en 0,6 m de profundidad del suelo (RDZ), con una densidad aparente media de 1,1 g cm^{-3}. Para la simulación se utilizaron las láminas de riego aplicadas al cultivo frijol (I; mm). El frijol se sembró el 16 de abril y se rego de acuerdo con la metodología descrita por Servin-Palestina *et al*., (2017). La precipitación (P; mm) y la evapotranspiración de referencia (ETo; mm) estimada mediante la ecuación Penman-Monteith (Allen *et al*., 2006), se recopilaron de la estación meteorológica automatizada Adcon® del CEZAC.

Descripción del modelo ARID: El modelo ARID se basa en el balance hídrico del suelo de la FAO56 (Allen et al., 1998) utiliza la programación del riego a nivel de predio para calcular el índice de estrés hídrico. ARID es un modelo en tiempo discreto con dos variables de estado: PAW (almacenamiento de agua en el suelo) y ARID. La P, ETo e I son las variables de entrada, ARID requiere de seis parámetros (Cuadro 1), mientras, PAW es una variable de estado y ARID es variable de salida. El estrés hídrico de la planta se expresa como la relación entre el déficit de agua y la demanda de agua (Thornthwaite, 1948). ARID (Ecu. izquierda) y PAW (Ecu. Derecha) están dadas por:

$$ARID = \frac{deficit}{demanda} = 1 - \frac{ET}{ET_0} \quad ; \quad PAW_i = PAW_{i-1} + P_i + I_i - (ET_i + D_i + R_i)$$

donde, ET es la evapotranspiración real (mm), PAW_i es agua del suelo en el *i-esimo* día (mm), PAW_{i-1} es el agua del suelo del día anterior (mm), P_i, I_i, D_i y Ri son: precipitación, riego, drenaje profundo y escorrentía superficial, respectivamente, todos en el *i-esimo* día (mm). ARID toma valores de 0 a 1 sin estrés y máximo estrés del cultivo respectivamente.

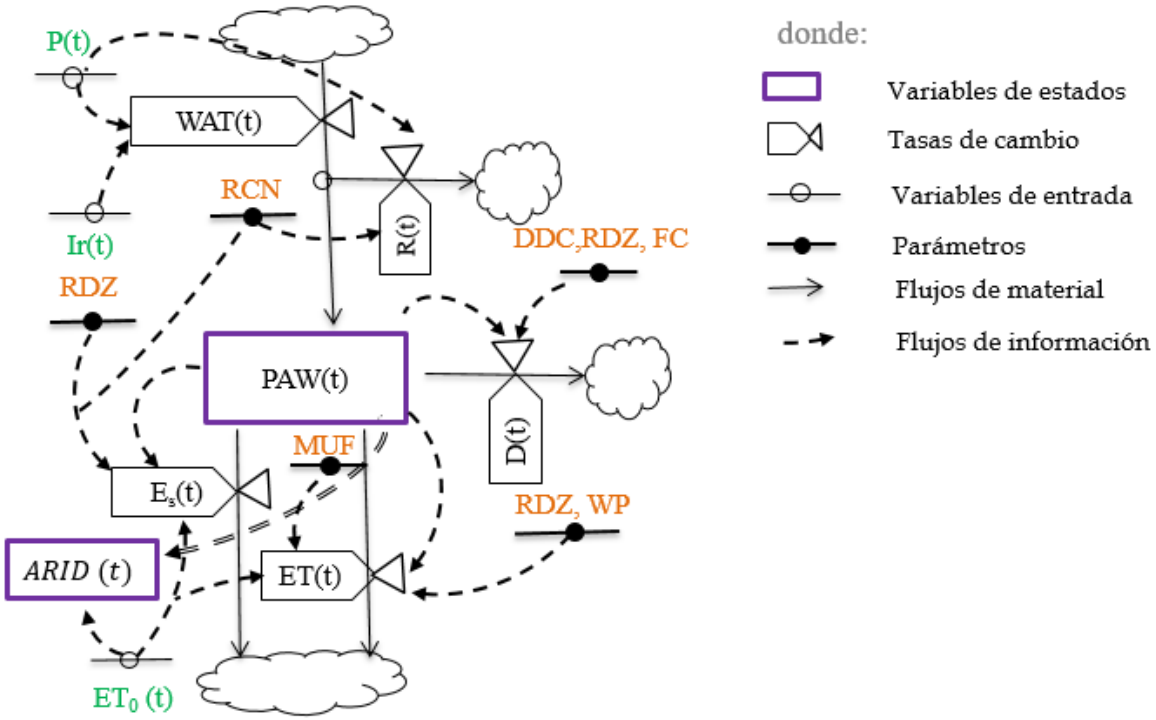


Figura 1. Diagrama relacional del modelo ARID.

Análisis incertidumbre (UA): El UA se realizó con una simulación de Monte Carlo (SMC). La SMC es una técnica estadística para el modelado estocástico y el análisis de la propagación de errores en cálculos. Su objetivo es trazar la estructura de las distribuciones de probabilidad de las variables de salida del modelo (Matott *et al.*, 2009). El UA se realizó siguiendo estos cuatro pasos: a) se realizaron PDF uniforme de los 6 parámetros del modelo ARID, mas-menos el 25% de incertidumbre (Cuadro 1); b) Se realizó un muestreo de hipercubo latino (LHS) para elegir los valores de los parámetros del modelo para la generación de N = 2,000 escenarios; c) Para el índice ARID predicha por el modelo se calcularon para todos los N escenarios, ejecutando N simulaciones del modelo, utilizando los datos climáticos (ETo, P y I) para cada uno de los ensayos y el valor final de la variable ARID.

Análisis de sensibilidad global (SA): Para el SA se utilizó la metodología descrita en UA y se calculó el índice de sensibilidad de primer orden (Si) e índice de efectos totales (STi), con el método de Sobol (Saltelli *et al.*, 2008). Para este trabajo, el objetivo del SA fue determinar la sensibilidad de los 6 parámetros (Cuadro 1) sobre la variable ARID. Se identificaron como parámetros influyentes lo que tuvieron valores de Si y STi > 0.1.

Todas las simulaciones se realizaron con la caja de herramientas SAFE (Pianosi *et al.*, 2015) disponible en http://www.bris.ac.uk/ cabot / resources / safe-toolbox /). Asignado un 25% de incertidumbre sobre el valor nominal para los seis parámetros (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros nominales del modelo ARID.

Parámetro	Descripción	Nominal	Umbrales	Unidades	Fuente
DDC	coeficiente de drenaje	0.5	0.4 - 0.6		Estimado
RCN	curva número de escorrentía	81	64.8 - 97.2		Estimado
RDZ	profundidad de la zona de la raíz	600	480 - 720	mm	Medido
MUF	factor de absorción máximo	0.096	0.08 - 0.12		K*
WP	punto de marchitez	0.14	0.11 - 0.17	$mm^3.$ mm^{-3}	Medido
FC	capacidad de campo	0.29	0.23 - 0.35	$mm^3.$ mm^{-3}	Medido

* K- Khare et al., 2013

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el ciclo (121 días), la precipitación acumulada fue de 352 mm y la evapotranspiración potencial total fue de 709 mm y se aplicaron 226.3 mm de lámina de riego. La suma de precipitación y la lámina aplicada fue de 578.3 mm, mayor a la requerida por el cultivo reportada en la literatura de 363 a 450 mm (Beebe *et al*., 2011). A pesar de que hubo mayor agua disponible para el cultivo, la distribución de esta durante el ciclo toma mayor importación, siendo la etapa reproductiva la más sensible (Boutraa and Sanders, 2001). Sin embargo, el ARID da un panorama de la distribución de agua a través del tiempo (Figura 2), se observó un valor de ARID de 0.49 y 0.15 en la etapa vegetativa y reproductiva respectivamente, considerando que la floración inicio a los 54 días después de siembra (dds). En general, el promedio del ARID durante el ciclo fue de 0.30. indicativo de que el cultivo estuvo sometido a un estrés moderado.

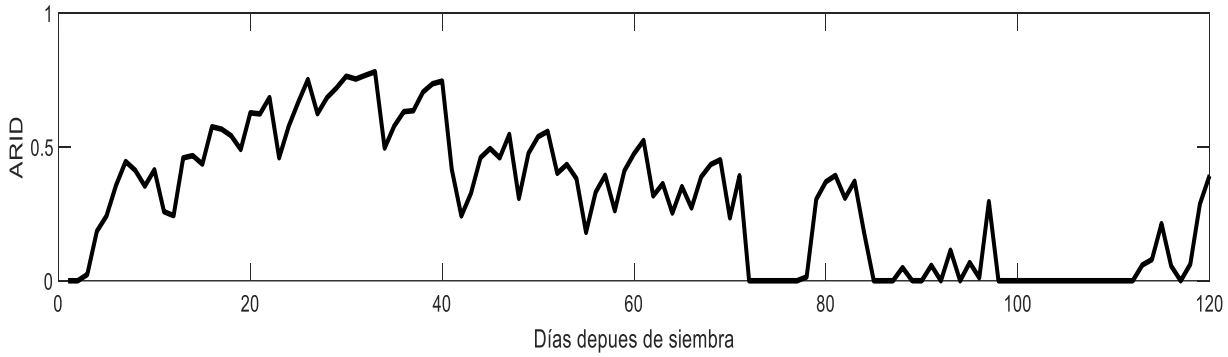


Figura 2. o Índice ARID durante el ciclo del cultivo de frijol establecido en Zacatecas.

Análisis de incertidumbre: La variable de salida ARID para riego mostró un valor de asimetría de 0.39, el valor positivo, significa que hay mayor dispersión de datos a la derecha, tendencia que se observó en el histograma. El valor de curtosis es de 4.12, presenta una contracción de datos, la media de 0.41 con valores de 0.09 y 0.3 de varianza y desviación estándar respectivamente. El coeficiente de variación fue de 29.6% es decir la variable de salida mostros una dispersión muy baja (Figura 3a).

Análisis de sensibilidad global: Realizando 2000 simulaciones y de acuerdo con el Si los parámetros influyentes fueron RCN y FC con valores de 0.49 y 0.26 respectivamente. Sin embargo, los STi tuvieron valores mayores a Si, lo que indica que hay interacción entre parámetros. Con los valores de STi los parámetros influyentes fueron RCN > FC > WP > RDZ con valores de 0.60, 0.48, 0.16 y 0.16 respectivamente (Figura 3b). Sin embargo, Khare *et al*., (2013) menciona que el parámetro más influyente es RDZ seguido de las propiedades hidráulicas del suelo (es decir, FC y WP).

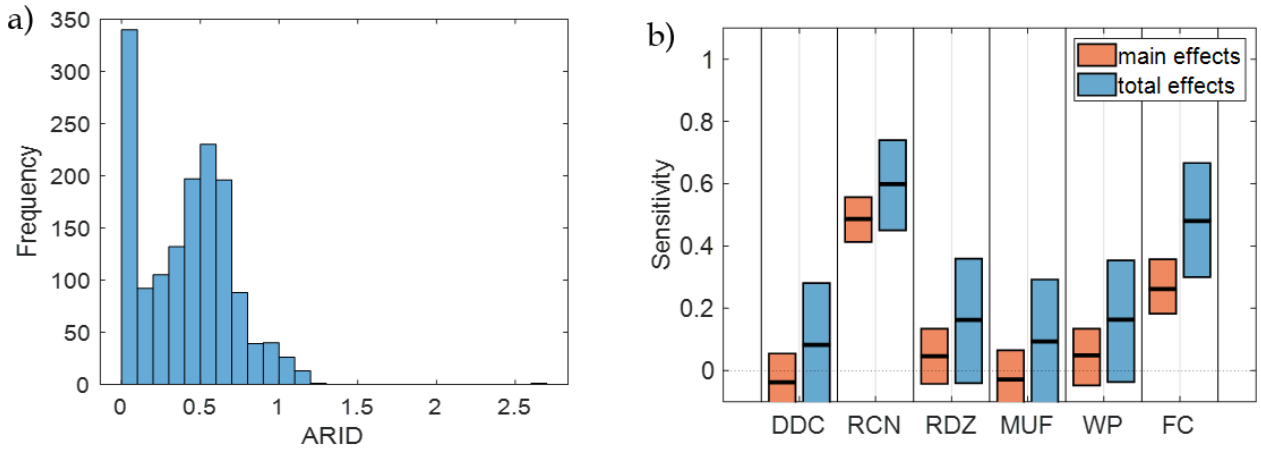


Figura 3. (a) Histograma de dispersión del ARID, (b) Índices de sensibilidad principal y total del modelo ARID, el grafico de cajas representa la desviación estándar.

CONCLUSIONES

El coeficiente de variación y la tendencia incierta de la distribución de probabilidad son indicativos de una alta variabilidad en la simulación del modelo ARID, sin embargo, para que el modelo sea más robusto se recomienda realizar simulaciones con diferentes funciones de probabilidad para los parámetros o aplicar menor incertidumbre en los parámetros.

La variable más sensible de acuerdo con los índices de primer orden y de efectos totales de Sobol, fue RCN, seguida de FC, WP y RDZ. Los últimos tres parámetros con relación directa en el almacenamiento de agua, lo que indica que la textura del suelo y la profundidad radicular tiene un efecto sobre el modelo ARID. El parámetro DDC que está relacionado con el escurrimiento es el de menor influencia, esto se debe que por ser una zona semiárida y la P es inferior a la ETo, se considera con una zona de déficit hídrico y no se presentaron eventos que dejaran la humedad por encima de capacidad de campo.

BIBLIOGRAFÍA

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., Smith, M. 2006. Evapotranspiración del cultivo: guía para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO Riego y Drenaje. FAO, Roma. 2006. 56-323 pp.

Beebe, S. E., Rao, I. M., Blair, M. W., Acosta-Gallegos, J. 2013. Phenotyping common beans for adaptation to drought. Frontiers Physiol., 4(35).

Boutraa, T., Sanders, F. E. 2001. Influence of water stress on grain yield and vegetative growth of two cultivars of bean (Phaseolus vulgaris L.). Journal of Agronomy and Crop Science, 187(4), 251-257.

Faostat, F. A. O. 2022. Statistical databases. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Retrieved am fromhttp://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/visualize/ (Acceso, Jun, 2022)

Khare, Y. P., Martinez, C. J., Muñoz-Carpena, R. 2013. Parameter variability and drought models: A study using the Agricultural Reference Index for Drought (ARID). Agronomy Journal, 105(5), 1417-1432.

Matott L.S., Babendreier J.E., Purucker S.T. 2009. Evaluating uncertainty in integrated environmental models: A review of concepts and tools. Water Resour Res 45 (6):1-14.

Pianosi, F., Sarrazin, F., Wagener, T.. 2015. A Matlab toolbox for global sensitivity analysis. Environ. Model. Softw. 70, 80e85.

Saltelli, A., Ratto, M., Andres, T., Campolongo, F., Cariboni, J., Gatelli, D., ..., Tarantola, S. 2008. Global sensitivity analysis: the primer. John Wiley & Sons

Saltelli, A., Ratto, M., Tarantola, S., Campolongo, F. 2006. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. Reliab. Eng. Syst. Saf, 91, 1109–1125.

Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F., Ratto, M. 2004. Sensitivity Analysis in Practice. A Guide to Assesing Scientific Models; John Wiley & Sons, Ltd.: Hoboken, NJ, USA, 219p.

Servín-Palestina, M., Tijerina-Chávez, L., Medina-García, G., Palacios-Velez, O., Flores-Magdaleno, H. 2017. Sistema para programar y calendarizar el riego de los cultivos en tiempo real. Revista mexicana de ciencias agrícolas, 8(2), 423-430.

SIAP., 2021. Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera Información Agrícola. Avances mensuales por estado. http://www.siap.sagarpa.gob.mx (Acceso, Jun, 2022)

Thornthwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geogr. Rev. 38:55–94. doi:10.2307/210739

Woli, P., Jones, J.W., Ingram, K.T., Fraisse, C.W. 2012. An agricultural reference index for drought. Agron. J. 104:287–300. doi:10.2134/agronj2011.0286

RESPUESTA DE *Curcubita pepo* TIPO ZUCHINNI VAR. GREY INOCULADA CON MICORRIZAS ARBUSCULARES NATIVAS EN CONKAL, YUCATÁN

José Alberto Gío-Trujillo[1*]; José María Tun-Suarez[4]; Carlos Juan Alvarado-López[2;4]; Neith Aracely Pacheco-López[3]; Jairo Cristóbal-Alejo[4]; Arturo Reyes-Ramírez[4]; Juan Candelero-de la Cruz[5]

[1]Doctorado en Ciencias. Tecnológico Nacional de México, campus Conkal, Avenida Tecnológico s/n C.P. 97345, Conkal, Yucatán, México. [2]Cátedras-CONACYT. Tecnológico Nacional de México, Campus Conkal. Avenida Tecnológico s/n C.P. 97345, Conkal, Yucatán, México. [3]Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Unidad sureste. Tablaje Catastral 31264, Kim. 5.5, Carretera. Sierra Papacal-Chuburna Puerto. Parque Científico. Tecnológico de Yucatán. C.P. 97302. Mérida, Yucatán, México. [4]Tecnológico Nacional de México, Campus Conkal. Avenida Tecnológico s/n C.P. 97345, Conkal, 1dcvzYucatán, México. [5]Tecnológico Nacional de México, Campus Tizimín. Final Aeropuerto Cupul s/n, Col. Santa Rita, CP 97700, Tizimín, Yucatán, México. *Autor por correspondencia: DD20800277@conkal.tecnm.mx

RESUMEN

Las micorrizas arbusculares, son considerados microrganismos benéficos potencialmente eficiente para obtener un mayor desarrollo y rendimientos en las plantas. El objetivo de este estudio fue evaluar la respuesta en crecimiento en la asolación de *Curcubita pepo* zuchinni Var. Grey, inoculada con micorrizas arbusculares nativas, obtenidas en un sistema agrícola. Se seleccionaron cinco sitios agrícolas para la obtención del inóculo nativo, desarrollando una descripción físico y química del suelo. El potencial micorrizico de los inóculos nativos se determinó mediante un tamizado en húmedo y conteo de esporas. La inoculación inicio dese la etapa de semillero. El trasplante (17 días) se desarrolló en bolsas (20 x 20 cm), a distancia de 50 x 90 cm. Se empleó un diseño en bloques, distribuidos en tres tratamientos: InMN (inóculos micorrizícos nativos al 25 %), Control positivo (al 10 %), GLUMIX® y Control negativo (CN). Las variables evaluadas fueron altura de las plantas (cm), grosor del tallo (mm) y presencia de brotes florales/flores, durante 5 mediciones. En total se contabilizaron 274 esporas, inoculando 22.83 esporas en 12.5 gramos de suelo en semillero. Se identificaron dos morfotipos de MA, el 92.34 fue Glomeracea y 7.66 % Gigasporaceae. Asimismo, se presentó un comportamiento significativo en el crecimiento cinético de *C. pepo*, durante todas mediciones (8, 16, 32, 48 y 64 después de siembra), observando la mayor tasa de crecimiento en CP. En conclusión, la inoculación de micorrizas arbusculares nativas provenientes de sistemas agrícolas indujo mayores tasas de crecimiento durante el desarrollo de *C. pepo*.

PALABRAS CLAVE: *Desarrollo vegetal; inoculación micorrizíca; esporas; calabacín.*

INTRODUCCIÓN

En la actualidad una estrategia para afrontar la problemática de seguridad alimentaria es incrementar la rentabilidad y rendimientos de los cultivos. Por lo que, la aplicación de micorrizas arbusculares, relación simbiótica con hongos biotróficos obligados del phylum Glomerycota con cerca de 200,000 especies de plantas terrestres (Brundrett y Tedersoo, 2018), es considerada una práctica agrícola potencialmente eficiente para obtener un mayor desarrollo y rendimiento de las plantas cultivadas (Berruti *et al*., 2016). Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue evaluar la respuesta en crecimiento en la asolación de *Curcubita pepo*, tipo zuchinni Var. Grey, inoculada con micorrizas arbusculares nativas, provenientes de suelos en un sistema agrícola en Conkal, Yucatán.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron cinco sistemas de producción agrícola con diferente manejo localizados en Conkal, Yucatán, México (Cuadro 1). Se desarrolló una descripción de los suelos de las zonas de estudio (parámetros físicos, químicos). Para determinar el contenido mineral del suelo se realizó el método de fluorescencia de rayos X (μ-XRF) en un equipo M4 Tornado 100 XFlash®6. Respecto a la evaluación del potencial micorrizico de las zonas de muestreo, se empleó el método de tamizado en húmedo (Gerdemann y Nicolson, 1963) y centrifugación en sacarosa al 60%. Finalmente, para la densidad de esporas se empleó el protocolo de Sieverding (1983). Las esporas aisladas fueron identificadas a nivel familia (morfotipo) tomando en cuenta los parámetros del color, agrupaciones de las esporas y claves morfológicas de la hifa de sostén, estructura, etc. Para el establecimiento del cultivo se empleó a *Curcubita pepo* tipo zuchinni Var. Grey, como planta hospedera en condiciones controladas (invernadero) durante dos meses (febrero-mayo). La inoculación micorrizíca inicio dese la etapa de semillero. A los 17 días después de la siembra (DDS) se realizó el trasplante. Se empelaron bolsas de trasplante de 2 kg con dimensiones de 20 x 20 cm, a distancia de establecimiento de 50 x 90 cm. Para la fase de semillero y trasplante se empleó suelo esterilizado por el método de H2O2 al 2.24 %. El manejo agronómico del cultivo consistió en riegos manuales. No se realizó fertilización química durante todo el estudio. Se empleó un diseño en bloques, distribuidos en tres tratamientos: InMN, inóculo micorrizico nativo provenientes de sistemas agrícolas; Control positivo (CP), GLUMIX®MICORRIZAS, BIOKRONE y Control negativo (CN), sin inoculación. La aplicación de los tratamientos fue la siguiente: 25% (12.5 g) para la inoculación nativa, 10% para el grupo control positivo y sin inoculación para el control negativo. Las variables para la cinética de crecimiento se midieron cada dos semanas desde el semillero a trasplante, midiendo la altura de las plantas (cm), grosor del tallo (mm) y presencia de brotes florales/flores. En total se desarrollaron 5 mediciones (8,16, 32, 48 y 64 DDS). Los datos fueron analizados a través de una ANDEVA, determinando las diferencias estadísticas (P≤0.05), empleando el software estadístico InfoStat/L, 2018.

Cuadro 1. Atributos de los sistemas evaluados.

ID	Cultivo/ manejo	Tipo de suelo
SPA-1	Zona con cultivo previo de *Coriandrum sativum, Raphanus sativus, Solanum Lycopersicum, Lactuca sativa, Helianthus annuus.* 2 años de abandono.	Suelos pardo oscuro
SPA-2	Zona con cultivo establecido de *Annona muricata, Diospyros digyna, Annona squamosa.*	Suelos pardo oscuro
SPA-3	Zona con cultivo establecido de *Hylocereus undatus.*	Suelos pardo oscuro
SPA-4	Zona con cultivo establecido de *Bixa orellana.*	Suelos café rojizos
SPA-5	Zona con cultivo previo de *Solanum Lycopersicum, Cucumis sativus, Citrullus lanatus, Curcubita moschata y Capsicum chinense.* 2 años de abandono.	Suelos pardo oscuro

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la descripción físico-química de los suelos, se agruparon en suelos Leptosol nudilitico/liticos (Word Reference Base). Los sitios presentaron variaciones estadísticas, identificándolos con una densidad aparente ligera/baja, porosidad alta, pH ligeramente alcalino, conductividad eléctrica ligeramente salina y materia orgánica alta. En textura se agrupan en suelos textura correspondiente a Franco-limoso (Cuadro 2). Por otra parte, la caracterización química de los suelos nos determinó diferencias estadísticas en P, K, Zn, Mn y Fe (Cuadro 3). Valores similares se presentan en estudios anteriores en la misma zona fisiográfica, con suelos de textura Franco limoso, porosidad alta y una densidad aparente baja. Parámetros propios de suelos agrícolas (Borges-Gomes *et al.*, 2014).

Cuadro 2. Caracterización física y química de los suelos muestreados.

ID	Densidad aparente	Porosidad (%)	Textura	Materia orgánica (%)	pH	CE (ds/m)
SPA-1	0.15±0.00 AB	69.10±0.10 A	Franco limoso	7.00±0.00 A	7.27±0.09 A	50.67±1.08 A
SPA-2	0.10±0.01 A	60.20±3.46 A	Franco limoso	8.33±0.76 B	7.22±0.03 A	45.53±5.18 A
SPA-3	0.12±0.04 AB	64.17±6.81 A	Franco limoso	9.67±0.58 D	7.42±0.02 A	44.70±18.82 A
SPA-4	0.18±0.05 B	65.00±1.73 A	Franco limoso	9.50±0.00 CD	7.12±0.02 A	45.80±4.92 A
SPA-5	0.09±0.01 A	58.67±4.16 A	Franco limoso	8.50±0.00 BC	7.18±0.01 A	52.80±8.52 A

Medias± D.E; Literales en común no presentan variaciones significativas (p≤0.05)

En total se contabilizaron 274 esporas en 10g/suelo (18.3±7) durante la fase de obtención del inoculante micorrizico nativo en los cinco sitios de producción agrícola (Figura 1). No se presentaron diferencias estadísticas entre sitios. Registrando al sitio con establecimiento de una producción de *Bixa orellana* con el mayor aporte de inoculante en el estudio con 74 esporas contabilizadas (24.67±6.66). Por morfotipo durante la bioprospección micorrizíca,

se registraron dos morfotipos, Glomaceae y Gigasporaceae. Asimismo, Glomeraceae presentó la mayor incidencia de esporas con 253, representando el 92.34 % (Figura 1). Para la etapa de inoculación, se inocularon 22.83 esporas en 12.5 gramos de suelo (12.5 %) en semillas de *C. pepo* tipo zuchinni Var. Grey. Lo que implicaría una formulación de micorrizas arbusculares nativas del 92.34 % de Glomeracea (21.04 esporas) y 7.66 % de Gigasporaceae. Por lo que, se considera al morfotipo Glomaceae, el más representativo en formulaciones de bioestimulantes y de mayor valor comercial e interés para la producción agrícola (Esquivel-Quispe *et al*., 2021).

Cuadro 3. Composición mineral de los suelos muestreados.

ID	Minerales totales (ppm)						
	P	K	Ca	Fe	Zn	Mn	Cu
SPA-1	2820.00 B	52776.67 A	98382.00 A	355362.67 A	3334.33 C	4851.67 C	7424.67 A
SPA-2	79.33 A	46557.33 A	52951.33 A	328208.67 A	550.33 AB	3226.00 A	314.67 A
SPA-3	305.33 AB	48327.67 A	108106.00 A	311564.67 A	548.33 A	3521.33 AB	312.33 A
SPA-4	385.33 AB	63427.67 A	83194.00 A	470997.33 B	854.00 AB	4739.33 AB	375.00 A
SPA-5	2470.00 AB	85318.00 B	218247.00 A	454555.33 B	2400.67 AB	7490.00 D	936.00 A

Medias± D.E; Literales en común no presentan variaciones significativas (p≤0.05)

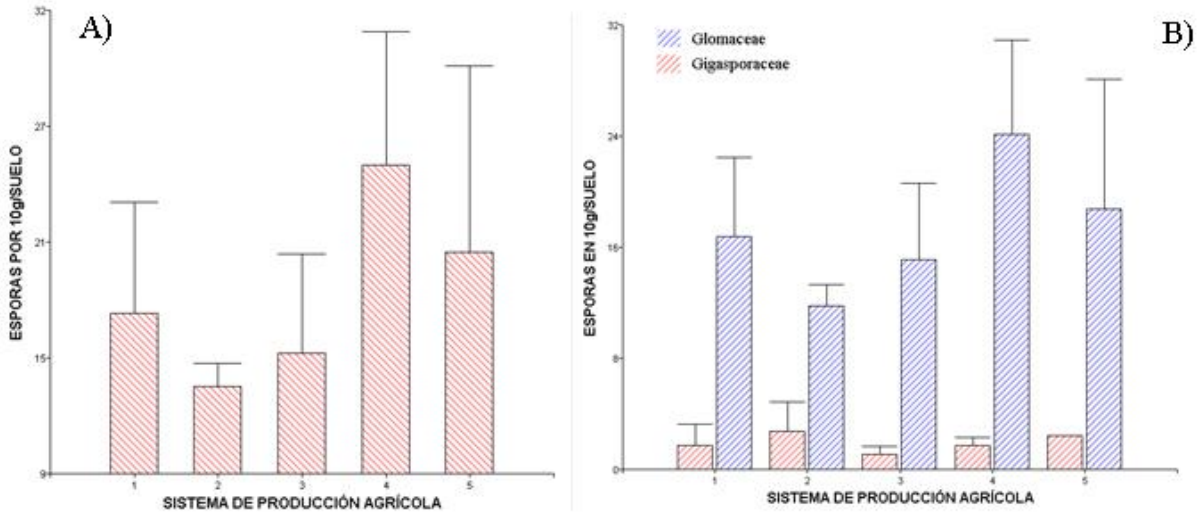


Figura 1. A) Densidad de esporas de micorrizas arbusculares en los sitios de estudio durante la etapa de bioprospección. B) Densidad de esporas por morfotipo de micorrizas arbusculares en los sitios de estudio durante la etapa de bioprospección.

Con respecto a las evaluaciones del crecimiento cinético, en los tratamientos se presentó diferencias estadísticas con respecto al crecimiento cinético de *C. pepo*. Observando los valores más altos en el grupo control positivo en las variables de altura, grosor y presencia

de brotes/flores desde el 8,16, 32, 48 y 64 DDS. Por otro lado, el tratamiento del grupo CN, presento los índices más bajos en crecimiento. Por lo que, esta respuesta corresponde a la presencia de micorrizas arbusculares asociadas y al mayor número de esporas inoculadas desde la fase de semillero (Cuadro 3). Similares resultados se presentan sobre la experimentación en *C. pepo*, con consorcios de hongos micorrizícos arbusculares en base a inoculación comercial o de especies nativas para evaluar el aumento de rasgos agronómicos. Díaz-Franco *et al*., (2016), inoculo cepas comerciales de micorrizas arbusculares para evaluar su efecto sobre parámetros morfológicos en planta y frutos *C. pepo*, donde se presentó una mayor calidad de fruto (en altura y peso) en comparación al tratamiento químico convencional. Asimismo, Alvarado-Carrillo *et al*., (2018), inocularon en calabacita zuchinni cepas comerciales/50 % de fertilización química convencional (120-90-00), observando valores en rendimiento similares a la fertilización química convencional, lo que sugiere una reducción en costo/beneficio en la producción.

Cuadro 3. Datos del crecimiento cinético de *C. pepo*, en el estudio.

ID	Altura (cm)	Grosor (mm)	Brotes florales/flores (#)
Medición a los 8 DDS			
InMN	9.93±1.31 C	3.23±0.34 B	---
CP	12.97±0.74 B	3.41±0.32 AB	---
CN	8.60±0.51 A	3.04±0.28 A	---
Medición a los 16 DDS			
InMN	16.33±1.44 B	3.80±0.15 B	---
CP	16.97±0.69 B	3.94±0.12 B	---
CN	14.03±1.42 A	3.48±0.42 A	---
Medición a los 32 DDT			
InMN	23.27±0.78 B	4.97±0.05 B	---
CP	24.53±0.99 C	5.29±0.26 C	---
CN	18.63±1.36 A	4.78±0.22 A	---
Medición a los 48 DDT			
InMN	39.07±0.73 B	6.89±0.10 B	11.73±1.49 B
CP	41.17±0.99 C	7.00±0.00 C	13.60±1.72 C
CN	36.47±1.06 A	6.63±0.10 A	9.67±1,76 A
Medición a los 64 DDT			
InMN	47.63±1.08 B	7.67±0.10 B	14.67±1.23 A
CP	52.00±1.85 C	7.80±0.00 C	16.40±1.35 B
CN	46.30±0.80 A	7.14±0.14 A	13.87±1.41 A

Medias± D.E; Literales en común no presentan variaciones significativas (p≤0.05).

CONCLUSIONES

El comportamiento significativo observado en relación al crecimiento cinético de *Curcubita pepo*, por medio de la asociación con MA nativas y un formulado bioestimulante

comercial, nos permitiría implementar a los MA como un prometedor inoculo para la producción de calabaza. Además, la composición de MA nativos durante la fase de bioprospección del inóculo micorrizico nos determinó que el morfotipo Glomaceae representó él HA con mayor presencia en el estudio.

BIBLIOGRAFIA

Alvarado-Carrillo, M., A. Díaz-Franco, and F. Alejandro-Allende. (2018). Gallinaza, micorriza arbuscular y fertilización química reducida en la productividad de calabacita y pepino. Revista internacional de contaminación ambiental, 34(2): 273-279.

Berruti, A., Lumini, E., Balestrini, R., y Bianciotto, V. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungi as natural biofertilizers: let's benefit from past successes. Frontiers in microbiology, 6: 1559.

Borges-Gómez, L., Moo-Kauil, C., Ruíz-Novelo, J., Osalde-Balam, M., González-Valencia, C., Yam-Chimal, C., y Can-Puc, F. (2014). Suelos destinados a la producción de chile habanero en Yucatán: características físicas y químicas predominantes. Agrociencia, 48(4):347-359.

Brundrett, M. C, y Tedersoo L. (2018). Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. New Phytologist, 220(4): 1108-1115.

Díaz-Franco, A., M. Alvarado-Carrillo, F. Alejandro-Allende, y F. E. Ortiz-Cháirez. (2016). Crecimiento, nutrición y rendimiento de calabacita con fertilización biológica y mineral. Revista internacional de contaminación ambiental, 32(4): 445-453.

Esquivel-Quispe, R., Quispe-Ochoa, J.O., y Hernández-Cuevas, L.V. (2021). Experiencias sobre la propagación y efectividad de los hongos micorrizógenos arbusculares en Latinoamérica. Journal of the Selva Andina Biosphere, 9(2):99-110.

Gerdemann, J. W. y Nicolson, T. H. (1963) 'Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting', Transactions of the British mycological Society. 46: 235–244

Sieverding, E. (1983). Manual de métodos para la investigación de la micorriza vesículo-arbuscular en el laboratorio. CIAT, Cali, Colombia.

VARIACIÓN INTERANUAL DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO, HUMEDAD Y TEMPERATURA DE MATORRALES Y PARCELAS AGRÍCOLAS EN ZONAS ÁRIDAS

Gabriela Guillen Cruz[1]; Dulce Flores-Rentería[2*]

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Av. Industria metalúrgica No.1062, Parque Industrial Saltillo- Ramos Arizpe, C.P. 25900, Ramos Arizpe, Coahuila.

[2]Conacyt- Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Av. Industria metalúrgica No.1062, Parque Industrial Saltillo- Ramos Arizpe, C.P. 25900, Ramos Arizpe, Coahuila.

*e-mail: yaahid.flores@cinvestav.edu.mx

RESUMEN

La respiración del suelo (R_S) es el flujo más importante dentro del ciclo global del C. Sin embargo, el conocimiento de su variabilidad interanual y de factores como la humedad y temperatura dentro de los ecosistemas áridos es aún escaso. Por consiguiente, en el presente estudio se exploró la variación interanual en la R_S de matorrales xerófilos y parcelas agrícolas de la región sureste del estado de Coahuila. Se midió la R_S, la temperatura y humedad del suelo, temperatura ambiental y humedad relativa en cinco sitios con vegetación nativa de matorral xerófilo y cinco sitios con uso agrícola, cada dos meses, durante 24 meses. Los resultados de la R_S muestran que en el matorral varió un 36.6% y en las parcelas agrícolas un 26.7%. Los flujos más altos y bajos de CO_2 coinciden con los porcentajes más altos y bajos de humedad relativa y humedad del suelo, debido a que esta variable es el principal factor que limita la R_S en ecosistemas áridos, además, y en las parcelas agrícolas presentan riego durante la temporada de crecimiento. La temperatura del suelo y la temperatura ambiental son más altas en los sitios de matorral como consecuencia de la poca cobertura vegetal; en comparación a las parcelas agrícolas, en donde la vegetación es más abundante. Podemos concluir que la variación en la humedad y temperatura producen un cambio en la actividad microbiana aumentando o disminuyendo la R_S. Además, el control de los factores ambientales sobre dicha liberación se vuelve inmediata.

PALABRAS CLAVE: *Actividad microbiana; flujo de carbono; uso de suelo.*

INTRODUCCIÓN

Los estudios en las zonas áridas y semiáridas son importantes debido a que ocupan más de la mitad del territorio nacional y se localizan principalmente en el norte, noroeste y algunas partes del centro de México, sin embargo, los estudios del ciclo de carbono en estas áreas son aún limitados en comparación a otros ecosistemas (Lal, 2004; Montaño *et al.*, 2016).

La respiración del suelo (R_S) es un flujo fundamental en la regulación del ciclo del C a escala mundial y regional, ya que la misma cantidad de C de la atmósfera que ocupa la fotosíntesis en un año es liberada de nuevo a la atmosfera a través de la R_S (Phillips *et al.*, 2017). Este flujo es generado principalmente por el metabolismo microbiano y por la respiración de las raíces de las plantas y sus microorganismos rizosféricos y simbióticos asociados (Phillips y Nickerson, 2015).

La R_S tiene una variabilidad en el espacio y tiempo debido a múltiples factores como las condiciones climáticas, tipo de vegetación y características del suelo, siendo los factores más importantes la humedad y temperatura (Lal, 2004). Cuando se tienen temperaturas muy bajas, en los microorganismos y la raíz disminuyen las tasas metabólicas y conforme aumenta la temperatura también lo hace la tasa de descomposición de la materia orgánica del suelo, incrementando las emisiones de CO_2 producto de la actividad microbiana (Mikan *et al.*, 2002; Luo y Zhou, 2010). La humedad (precipitación y humedad del suelo) es otro factor importante que influye en la dinámica del carbono de manera directa a través de los procesos fisiológicos de los microorganismos, y de manera indirecta por la difusión de sustratos (Harris, 1981). En los ecosistemas áridos y semiáridos, la humedad del suelo es el principal factor que limita la R_S influyendo en el crecimiento de la vegetación y la actividad de las raíces (Xu y Shang, 2016).

Conocer los patrones de la respiración del suelo, humedad y temperatura a lo largo del tiempo en zonas áridas es importante para proporcionar una base teórica de como estos factores influyen en el intercambio de carbono en diferentes años. Por lo tanto, el objetivo de este estudio es explorar la variabilidad interanual de estas variables en matorrales y parcelas agrícolas de una zona árida.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en los municipios de Saltillo, Ramos Arizpe y General Cepeda, dentro del Desierto Chihuahuense en la región sureste del estado de Coahuila de Zaragoza, México. El clima es seco, semi-seco y muy seco con temperatura promedio de 17 °C y temperatura de 30 a 36 °C desde abril a octubre. El promedio de precipitación anual es de 484 mm con la mayor precipitación en julio, agosto y septiembre (WorldClim, 2017). Los suelos dominantes son Leptosoles y Cambisoles cálcicos poco profundos (WRB, 2006). La vegetación dominante corresponde a matorral desértico y las especies dominantes son, *Fouquieria splendens*, *Larrea tridentata*, *Yucca carnerosana*, *Yucca filifera*, *Dasylirion cedrosanum* y numerosas especies de cactáceas, incluyendo *Echinocactus spp*, *Echinocereus spp*, *Mammillaria spp*, *Opuntia spp,* entre otras (Encina-Domínguez *et al.*, 2020).

Se identificaron sitios de muestreo agrícolas y con matorrales xerófilos, con cuatro sitios de cada uso de suelo. En cada sitio de muestreo se seleccionaron 5 puntos (réplicas) mediante transectos lineales con separación de 30 m (n=40), en los cuales se colocaron anillos de PVC de 4" de diámetro a una profundidad de 5 cm. Los collares fueron colocados un día antes de la medición. El muestreo se realizó en los meses de febrero, abril, junio, agosto, octubre y diciembre de 2019 y 2020, en el horario de máxima actividad de la R_S (12:00-16:00).

En cada punto de muestreo se determinó el flujo de CO_2 durante 52 segundos utilizando una cámara de respiración a través de un equipo EGM-5 (PP Systems, USA) y la cámara SRC-1, acoplada a los anillos mencionados. Adicionalmente, se midió *in situ* la temperatura ambiental (TA), humedad relativa ambiental (HR) con una microestación WatchDog (mod. 1450), temperatura (TS) y humedad del suelo (HS) con un sensor Hydraprobe II conectado al EGM (Stevens Water), y la radiación fotosintéticamente activa (PAR), con un sensor MQ-200 (Apogee Instruments). Para analizar la variación interanual se realizó un análisis de varianza de una vía mediante al software STATISTICA V10.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la R_S muestran una variabilidad interanual en los dos usos de suelo (matorral y agrícola), variaron un 36.6% en el matorral y un 26.47% en las parcelas agrícolas. El matorral xerófilo presentó un flujo promedio de 0.11 g CO_2 m^{-2} h^{-2} durante el primer año de medición (2019), con el flujo más alto en junio (0.32 g CO_2 m^{-2} h^{-2}) y el más bajo en febrero (0.04 g CO_2 m^{-2} h^{-2}), para el segundo año de medición (2020), la R_S promedio fue de 0.15 g CO_2 m^{-2} h^{-2} con los valores más altos en agosto (0.34 g CO_2 m^{-2} h^{-2}) y los más bajos en abril (0.05 g CO_2 m^{-2} h^{-2}; Figura 1a). En las parcelas agrícolas la R_S promedio durante el primer año de medición (2019) fue de 0.34 g CO_2 m^{-2} h^{-2} con una respiración más alta en junio (0.43 g CO_2 m^{-2} h^{-2}) y más baja en diciembre (0.18 g CO_2 m^{-2} h^{-2}), en lo que respecta al segundo año de medición (2020) el flujo promedio fue de 0.43 g CO_2 m^{-2} h^{-2} con un flujo mayor en agosto (0.60 g CO_2 m^{-2} h^{-2}) y el menor en febrero (0.24 g CO_2 m^{-2} h^{-2}; Figura 1a). Esta variabilidad en la respiración a lo largo de los dos años está determinada principalmente por la producción primaria. La vegetación más abundante en los cultivos aumenta la cantidad de sustrato que se incorpora al suelo, la materia orgánica se encuentra disponible para que los microorganismos la descompongan, aumentando la actividad microbiana (Raich *et al.*, 2002; Bilandžija *et al.*, 2016). Sin embargo, esta actividad está controlada a su vez por el contenido de humedad en el suelo, entre otros factores (Xu y Shang, 2016). En las parcelas agrícolas además de lo mencionado se realizan otras prácticas que influyen en el flujo de carbono, como la fertilización.

La variación a lo largo de los dos años de medición de la R_S de los sitios sin manejo, es decir, el matorral xerófilo coincide con la variación de la humedad, tanto del suelo como de la relativa. La HS varió en el matorral durante el primer año entre el 2.05 al 8.59% y durante el segundo año varió entre el 1.20 al 6.75%. En ambos años la HS más alta y baja coinciden con los flujos de R_S más altos y bajos (Figura 1c). Esto se debe a que la humedad del suelo es el principal factor que limita la R_S en ecosistemas áridos y semiáridos (Davidson *et al.*, 2000).

Por otra parte, la HS de las parcelas agrícolas presentó poca variación interanual, en comparación con el matorral, debido a que se encuentran en constante riego la mayor parte del año, durante el primer año varió entre el 10.77 al 19% y durante el segundo año varió entre el 8.58 al 24.13% (Figura 1c). Los menores porcentajes de humedad se presentaron en diciembre y los mayores en junio para los dos años; estos valores coinciden con los meses de menor y mayor producción agrícola (Figura 1c y e).

La temperatura presentó una alta variación durante los dos años en ambos usos de suelo (matorral y agrícola). Además, TA y TS siguieron el mismo patrón, a excepción de la TS en el mes de junio del segundo año, esto debido a que la alta humedad del suelo producto del riego disminuye la TS (Figura 1b). Como era de esperarse tanto la TS como la TA son más altas en los sitios de matorral xerófilo consecuencia de la poca cobertura vegetal; en comparación a las parcelas, en donde la vegetación amortigua las altas temperaturas (Figura 1b y d).

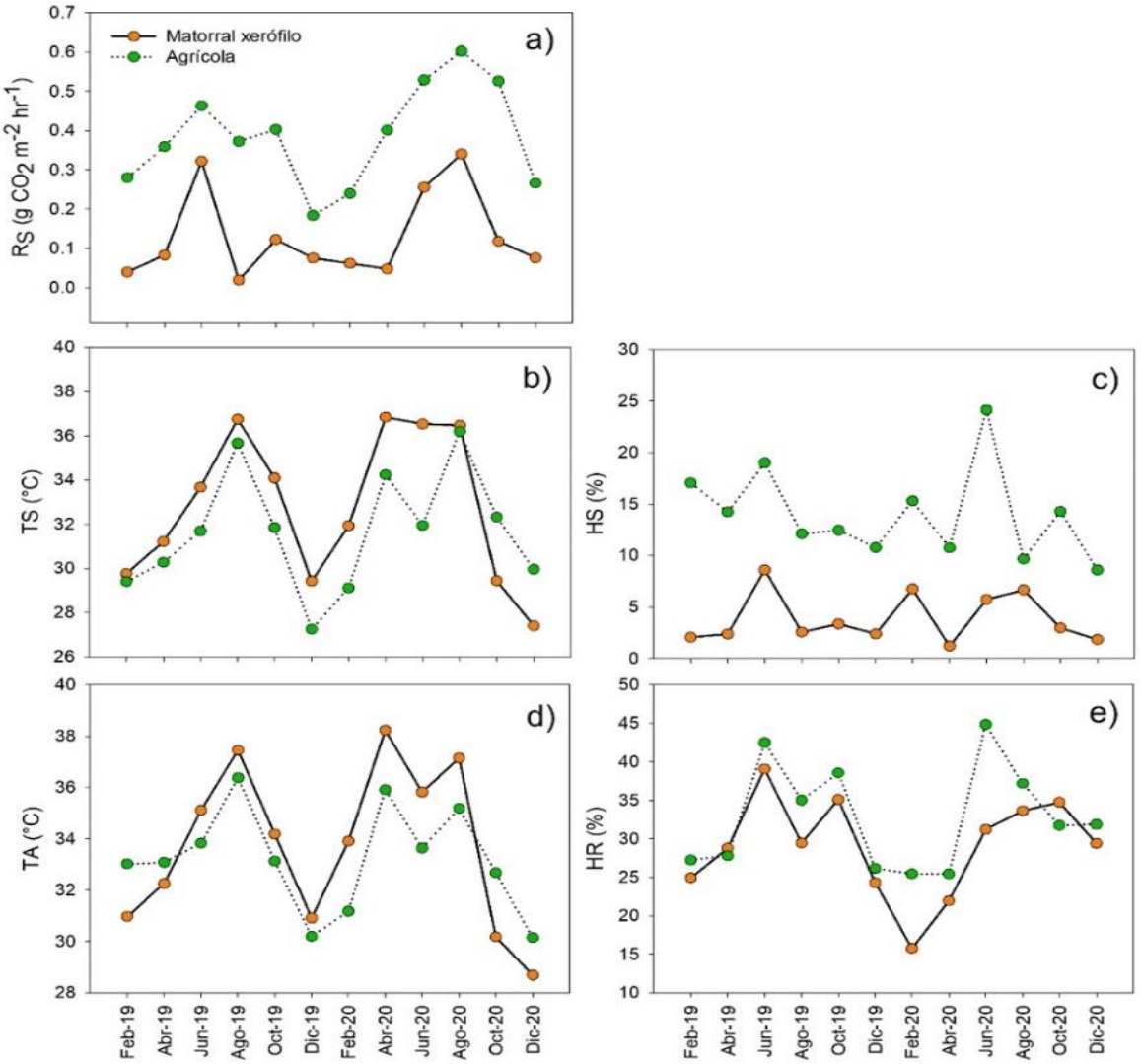


Figura 1. Variación interanual de la R_S, TS, HS, TA y HR de matorral xerófilo y parcelas agrícolas del sureste del Desierto Chihuahuense. Los valores son la media.

Al analizar la correlación en una escala temporal en ambos usos de suelo, Figura 2, se observa que el matorral es más sensible a los cambios de estas variables en escalas de tiempo más amplias, mientras que en los sitios agrícolas el control del ambiente sobre la R_S es inmediata y con un control más marcado (correlaciones más altas).

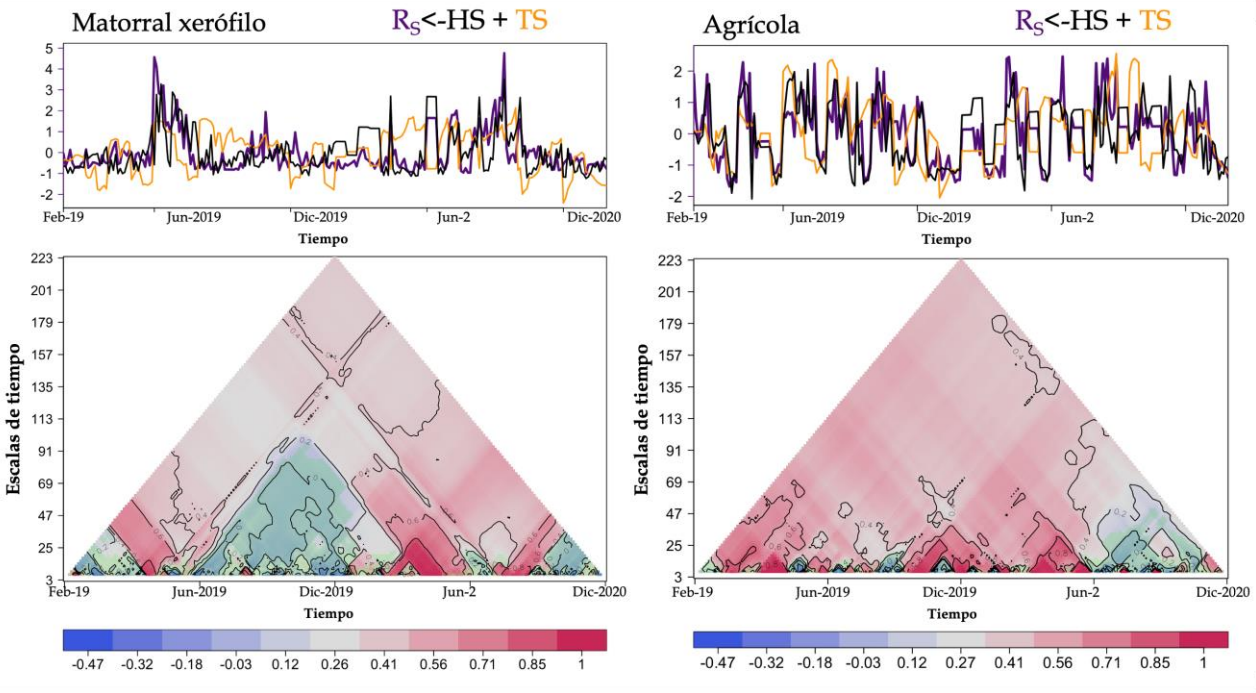


Figura 2. Ventanas de correlación múltiple entre la R_S y la HS y TS. La magnitud de las correlaciones se expresa en la escala inferior. Correlaciones no significativas se marcan en verde claro de acuerdo con la correlación de Spearman usando el paquete *RolWinMulCor*.

CONCLUSIONES

La variación interanual de la R_S de los matorrales y parcelas agrícolas de las zonas áridas del sureste de Coahuila nos indica que las condiciones ambientales (temperatura ambiental y humedad relativa) y micro climáticas del suelo (temperatura y humedad) producen una reacción en la actividad microbiana, aumentando o disminuyendo el flujo de CO_2 a la atmósfera. El cambio de uso de suelo incrementa la liberación de CO_2 del suelo a la atmósfera, además, el control de los factores ambientales sobre dicha liberación se vuelve inmediata.

AGRADECIMIENTOS

Al CINVESTAV-Unidad Saltillo por las facilidades prestadas para la realización del proyecto del fondo sectorial CONACyT-INEGI (289644).

BIBLIOGRAFÍA

Bilandžija, D., et al. (2016). Influence of tillage practices and crop type on soil CO_2 emissions. *Sustainability* 8,90.

Davidson, E. A., et al. (2000). Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48,53-69.

Encina-Domínguez, J. A., et al. (2020). Composition, structure and richness of vascular plants of the desert scrub in the north of Coahuila, Mexico. *Botanical Sciences* 98. http://doi.org/10.17129/botsci.2251.

Harris, R. (1981). Effect of water potential on microbial growth and activity. *Water potential relations in soil microbiology* 9,23-95.

Lal, R. (2004). Carbon Sequestration in Dryland Ecosystems. *Environmental Management* 33,528-544. http://doi.org/10.1007/s00267-003-9110-9.

Luo, Y., & X. Zhou. (2010). *Soil respiration and the environment*. Elsevier.

Mikan, C. J., et al. (2002). Temperature controls of microbial respiration in arctic tundra soils above and below freezing. *Soil Biology and Biochemistry* 34,1785-1795.

Montaño, N. M., et al. (2016). Carbon stocks and fluxes in arid and semiarid ecosystems of Mexico: synthesis and prospects. *Terra Latinoamericana* 34,39-59.

Phillips, C. L., et al. (2017). The value of soil respiration measurements for interpreting and modeling terrestrial carbon cycling. *Plant and Soil* 413,1-25.

Phillips, C. L., & N. Nickerson. (2015). Soil Respiration. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier

Raich, J. W., et al. (2002). Interannual variability in global soil respiration, 1980–94. *Global Change Biology* 8,800-812.

WorldClim. (2017). Global Climate Data v2.0.

WRB, I. W. G. (2006). *World reference base for soil resources 2006*. World Soil Resources Reports, FAO. Rome, Italy.

Xu, M., & H. Shang. (2016). Contribution of soil respiration to the global carbon equation. *Journal of Plant Physiology* 203,16-28.

INFLUENCIA DE LA SOLUCIÓN NUTRITIVA Y ÁCIDOS HÚMICOS SOBRE EL RENDIMIENTO Y CALIDAD NUTRACÉUTICA DE FRUTOS DE CHILE

Espinosa-Palomeque Bernardo[1*]; Ramírez-Gottfried Ricardo Israel[2]; Preciado-Rangel Pablo[3]

[1]Universidad Tecnológica de Escuinapa. Escuinapa Hidalgo, Sinaloa. Camino al Gausimal s/n, colonia Centro. 82400 Escuinapa, Sinaloa, México
[2]Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna. Periférico Raúl López Sánchez y Carretera Santa Fe s/n, colonia Valle Verde. 27010 Torreón, Coahuila, México.
[3]Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico de Torreón. Carretera Torreón-San Pedro km 7.5, Ejido Ana. 27170, Torreón, Coahuila, México.
*Autor para correspondencia berna_palomeque@outlook.com

RESUMEN

Una alternativa para reducir las dosis elevadas de fertilizantes en cultivos agrícolas es el uso de sustancias orgánicas como ácidos húmicos. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de ácidos húmicos y ácidos húmicos sobre el rendimiento y calidad de frutos de chile (*Capsicum annuum)*. El diseño experimental fue bloques completamente al azar con 15 repeticiones. Las variables evaluadas en fruto fueron: calidad nutracéutica, así como el rendimiento total. Los datos fueron analizados estadísticamente por análisis de varianza y la comparación de medias mediante la prueba de Tukey. La interacción de AH *x* CE, la combinación de 5 mL AH y 1.5 dS m^{-1} logró incrementar un 11.29, 12.01, 35.17, 68.75 y 81.68 % fenoles totales, capacidad antioxidante, capsaicina, firmeza y flavonoides totales en comparación al testigo (0 mL AH y 2 dS m^{-1}), respectivamente. Por lo tanto, la aplicación de ácidos húmicos es una alternativa de manejo agronómico en la producción del cultivo de chile incrementado significativamente el rendimiento y la calidad nutracéutica de los frutos.

PALABRAS CLAVES: *Capsicum annuum L; fenoles; flavonoides; malla sombra.*

INTRODUCCIÓN

El chile es originario de México y uno de los cultivos más importantes a nivel mundial. Los usos del chile y sus derivados se remontan a épocas prehispánicas, tanto como condimento y alimento con valor nutracéutico (Aguirre y Muñoz, 2015). Los frutos de chile son fuente de vitaminas y compuestos bioactivos (fenoles, flavonoides, entre otros) con propiedades antioxidantes para el ser humano (Espinosa-Palomeque *et al*., 2020). Para suministrar la demanda nutrimental de este cultivo se aplican fertilizantes sintéticos los cuales tienen un elevado costo y provocan efectos negativos al medio ambiente (Valadez *et al*., 2015). En este sentido, una de las alternativas ecológicas a utilizar en la producción de los cultivos agrícolas es la aplicación bioestimulantes como ácidos húmicos (AH) los cuales son sustancias orgánicas que mejoran los parámetros físicos (estructura), químicos (capacidad de intercambio catiónico, fertilidad) y biológicas (población microbiana) del suelo y afectan positivamente los parámetros cuantitativos y cualitativos de la

productividad de los cultivos debido a su efecto hormonal (Ghaderimokri *et al*., 2022). Además, la solución nutritiva debe ser determinada de acuerdo al cultivo, etapa fenológica y demanda nutrimental del cultivo (Preciado-Rangel *et al*., 2021). Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de ácidos húmicos y niveles de conductividad eléctrica sobre el rendimiento y calidad de frutos de chile (*Capsicum annuum*).

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se realizó en el ciclo agrícola primavera-verano 2016, en un invernadero semiautomático de forma circular ubicado en el Instituto Tecnológico de Torreón, en Torreón Coahuila, México.

El material vegetal empleado fue el chile serrano cv. Arista (NONG WOOD SEDD), el cual se sembró en bandejas de poliestireno de 200 cavidades, utilizando peat moss, aplicando cada 24 h riego, las características del agua fueron: pH 7.77, RAS 3.78 y CE 0.498 dS/m, clasificada como agua de C2-S1 (agua de salinidad media y bajo contenido de sodio (Cuadro 1). El trasplante se efectuó a los 33 días después de la siembra (dds), colocando una planta en el centro de las bolsas de polietileno negro de 15 L. Las bolsas se llenaron con sustrato base de arena de rio y perlita (80:20 v: v). Estas fueron colocadas a una distancia de 40 cm de centro a centro entre las bolsas y 85 cm entre filas, para obtener una densidad de 2.9 planta m^{-2}.

Se empleó un diseño de bloques completamente al azar y 15 repeticiones, cada unidad experimental estuvo representada por una planta por maceta, para un total de 180 plantas.

Los tratamientos evaluados resultaron de las combinaciones de cuatro dosis de ácidos húmicos (Humicel®, COSMOCEL) (0, 2.5, 3.75 y 5 mL L^{-1}) y tres soluciones nutritivas con diferente conductividad eléctrica las cuales fueron 1.0, 1.5 y 2 dS m^{-1}; para un total de 12 tratamientos: T1=0 mL L^{-1} AH y 1.0 CE; T2=0 mL L^{-1} AH y 1.5 CE; T3=0 mL L^{-1} AH y 2.0 CE; T4=2.5 mL L^{-1} AH y 1.0 CE; T5=2.5 mL L^{-1} AH y 1.5 CE; T6=2.5 mL L^{-1} AH y 2.0 CE; T7=3.75 mL L^{-1} AH y 1.0 CE; T8=3.75 mL L^{-1} AH y 1.5 CE; T9=3.75 mL L^{-1} AH y 2.0 CE; T10=5.0 mL L^{-1} AH y 2.0 CE; T11=5.0 mL L^{-1} AH y 1.0 CE; T12=5.0 mL L^{-1} AH y 1.0 CE.

Para la conductividad eléctrica fue tomando como base la solución nutritiva Steiner con la composición siguiente (en meq L^{-1}), NO_3^- 12; $H_2PO_4^-$ 1.0; $SO_4^=$ 7.0; K^+ 7.0; Ca^{++} 9.0 y Mg^{++} 4.0, además de los micronutrientes (en mg L^{-1}), Mn 1.6, Cu 0.11; B 0.865; Zn 0.023; Mo 0.048 y Fe 5, con un pH de 5.5 y CE de 2.0 dS m^{-1} (Steiner, 1984). Los tratamientos se aplicaron de forma manual de la siguiente manera, a partir del trasplante y hasta la floración, las plantas se irrigaron tres veces al día con las soluciones nutritivas + ácidos húmicos, aplicando 1.0 L por maceta d^{-1}. A partir de la floración y hasta la cosecha, las plantas se irrigaron tres veces al día con las soluciones nutritivas + ácidos húmicos, aplicando 1.5 L por maceta d^{-1}.

Variables evaluadas. El rendimiento total se estimó con el peso del fruto, considerando el número de total de frutos obtenido en la cosecha y la densidad de plantas. Compuestos bioactivos: para la determinación de fenoles totales (Esparza *et al*., 2006), capsaicina (Cisneros-Pineda *et al*., 2007), capacidad antioxidante (Brand-Williams *et al*., 1995) y flavonoides (Zhishen *et al*., 1999).

Análisis estadístico. Los efectos de las dosis de ácidos húmicos (AH) y nivel de conductividad eléctrica (CE), así como su interacción (AH x CE), se analizaron mediante

análisis de varianza de dos vías y en los casos en los que se encontraron diferencias significativas las medias se compararon mediante la prueba de Tukey al 0.05. Todas las pruebas estadísticas se realizaron utilizando el paquete estadístico SAS 9.0.

RESULTADO Y DISCUSIÓN

De acuerdo al análisis de varianza se encontró que la interacción de ácidos húmicos x concentración de solución nutritiva presento un efecto altamente significativo sobre las variables fenoles totales, flavonoides totales, antioxidantes y capsaicina ($P < 0.01$), por lo cual para estas variables se presenta la interpretación únicamente de la interacción de los factores. Para la variable rendimiento no se presentaron diferencias significativas en la interacción de los factores, por lo tanto, se presenta la interpretación de los factores principales.

El rendimiento registrado en el tratamiento 2.5 AH con una media de 9.30 t ha^{-1} resulto ser superior en 16.69, 16.98, 37.98 % a los tratamientos 0 (7.97 t ha^{-1}), 3.75 (7.95 t ha^{-1}) y 5 (6.74 t ha^{-1}) AH, respectivamente. Lo anterior podría deberse a los mecanismos de las sustancias húmicas a bajas concentraciones, mediante la absorción de las fitohormonas en las fracciones húmicas provocando una elevación en algunos aspectos bioquímicos como los aminoácidos, nutrientes y vitaminas (Arrancón *et al*., 2006). En la variable rendimiento el tratamiento 2 dS m^{-1} se obtuvieron los mayores valores con 9.37 t ha^{-1}, en comparación con los tratamientos 1 (5.97 t ha^{-1}) y 1.5 (8.64 t ha^{-1}) dS m^{-1}, respectivamente. La disminución del rendimiento a menor nivel de conductividad eléctrica en la solución nutritiva sea posible por una reducción en la tasa fotosintética, lo cual disminuye la absorción de CO_2 como resultado de la limitación de difusión y por una disminución de la tasa de la conductancia de CO_2 en los estomas y mesófilo (Pérez-Vázquez *et al*., 2020).

Los mayores contenidos de compuestos bioactivos flavonoides totales se registraron en el tratamiento T8 (1.5 CE + 5 AH), con valores de 224.43 mg EQ/100 g PF (Cuadro 1), superando en un 81 % a los contenidos obtenidos en tratamiento T12 (testigo), respectivamente. Se han reportado incrementos significativos de al menos un 18 % en el contenido de flavonoides totales en frutos de tomate cv. Gravitet con aplicaciones del bioestimulante Megafol® bases ácidos húmicos y fertilización NPK 100 % (Klokić *et al*., 2020). Dado que las sustancias húmicas contienen acido indol-acético y exhibe actividades similares a auxinas, así mismo, la estimulación del metabolismo fenilpropanoide probablemente es a través de la transducción de señalización por auxinas. Es posible que sus efectos sobre el metabolismo fenilpropanoide puedan atribuirse a elicitores fúngicos co-purificados y/o distintas moléculas de señalización (fitohormonas, ácidos orgánicos, péptidos y ácidos graso) (Schiavon *et al*., 2010).

El mayor valor de compuesto fenólicos se mostró en el tratamiento T9 (1 CE + 0 AH) con valores de 718.58 mg de EAG/100 g peso fresco, sin embargo, este fue estadísticamente igual al tratamiento T1 (1 CE + 2.5 AH) con un valor de 673.35 mg de EAG/100 g peso fresco. El tratamiento T1 fue superior en un 45.50 % al contenido determinado en el tratamiento testigo (2 CE + 0 AH) (Cuadro 1). La síntesis y acumulación de compuesto fenólico es una defensa que utilizan las plantas para mitigar el estrés causando por agentes bióticos o abióticos (Kim *et al*., 2010). Bioestimulantes base ácidos húmicos pueden mejorar la

expresión de la fenilalanina (tirosina) amoníaco liasa que cataliza el primer paso comprometido en la biosíntesis de compuestos fenólico, debido a la conversión de la fenilalanina en ácido trans-cinámico y tirosina al ácido p-cumárico (Klokić *et al*., 2020).

Cuadro 1. Comparación de medias± desviación estándar en los compuestos bioactivos en frutos de chile desarrollado en diferentes niveles de ácidos húmicos (AH) y solución Steiner (CE).

Tratamiento	Fenoles totales (mg EAG/100 g PF)	Flavonoides (mg EQ/100 g PF)	Capacidad antioxidante (µM Trolox/ g PF)	Capsaicina (mg g^{-1} PF)
T1	673.35±22.83 ab	184.98±15.70 bc	4614.20±408.14 ab	1221.00±107.17 bcde
T2	486.13±16.34 def	191.43±7.55 abc	4440.20±376.98 abc	1346.01±113.90 bcd
T3	490.30±19.38 def	125.58±9.84 e	4043.10±165.74 bc	1160.00±110.04 cde
T4	651.7±28.43 bc	177.85±15.28 bcd	4215.40±282.07 abc	1162.02±23.72 cde
T5	472.05±17.30 ef	206.9±18.84 ab	4535.40±390.40 ab	1319.00±111.54 bcd
T6	516.75±21.51 de	148.75±13.12 de	3934.80±179.52 bc	1450.00±84.56 ab
T7	602.63±26.10 c	182.83±16.12 bcd	4132.80±337.40 bc	1177.00±62.89 cde
T8	515.05±17.24 def	224.43±19.89 a	4870.80±337.79 a	1360.00±125.76 abc
T9	539.28±28.53 d	158.55±10.61 cde	3835.30±132.07 c	1589.01±99.63 a
T10	718.58±17.23 a	195.05±15.62 ab	4392.90±189.76 abc	1118.00±88.70 de
T11	510.28±19.82 def	176.53±14.97 bcd	3944.10±81.13 bc	1174.00 ±87.04 cde
T12	462.78±19.53 f	123.53±11.57 e	4348.4±166.11 abc	1006.04±77.71 e

Letras distintas en la misma estándar columna indican diferencia significativa según la prueba de Tukey (P > 0.05).

Los mayores contenidos de capsaicina se registraron en el tratamiento T9 (2 CE + 5 AH), con valores de 1589.18 mg g^{-1} PF (Cuadro 1), superando un 12 % a los contenidos obtenidos en tratamiento T12 (testigo). Los capsicinoides como es la capsaicina son único del género de *Capsicum* y son uno de los parámetros de mayor importancia para determinar la calidad comercial de los frutos de estas especies. La búsqueda de alternativas agronómicas para la producción de chiles picosos ha estimulado el interés en métodos para mejorar la concentración de capsicinoides, unas opciones es la aplicación de sustancias orgánicas como los ácidos húmicos y niveles de elementos nutritivos en la solución nutritiva (Karakurt *et al*., 2009; Preciado-Rangel *et al*., 2019). Los frutos de las plantas desarrolladas en el tratamiento 8 (1.5 CE + 5 AH) mostraron mayor capacidad antioxidante con un promedio de 4870.80 µM Trolox/100 g PF, siendo 12.0 % mayor en relación al tratamiento testigo (4348.4 µM Trolox/100 g PF) ($P \leq 0.01$) (Cuadro 1). Aminifard *et al*. (2012) informaron aumentos del 12, 3.70, 19 y 22 % en la capacidad antioxidante en frutos de plantas cultivadas con el suministro de 25, 100, 175, 250 mg kg^{-1} de suelo, respectivamente. En términos generales, los resultados obtenidos en la presente investigación y los mencionados anteriormente sugieren que la aplicación de ácidos húmicos con una conductividad eléctrica de 1.5 dS m^{-1} mejoran los atribuyes de calidad de compuesto bioactivos y rendimiento en frutos de chiles lo cual es importante tanto para los productores agrícolas como para la salud

pública debido a que los diferentes compuestos bioactivos contribuyen a la prevención de enfermedades (Al-Harbi *et al*., 2017).

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos es posible suponer que la aplicación de ácidos húmicos es una alternativa de manejo agrónomico en la producción del cultivo de chile incrementado el rendimiento y la calidad nutracéutica de los frutos, además, podría permitir disminuir en un 25 % la concentración de la solución nutritiva aplicada, lo anterior para contribuir a la producción sustentable y en beneficio de los consumidores que demandan productos agrícolas libres de contaminantes.

BIBLIOGRAFÍA

Aguirre, H. E. y Muñoz, O. V. (2015). El chile como alimento Ciencia 66(3): 16-23.

Al-Harbi, A., Hejazi, A. y Al-Omran, A. (2017). Responses of grafted tomato (*Solanum lycopersiocon* L.) to abiotic stresses in Saudi Arabia. Saudi J Biol Sci. 24(6): 1274-1280.

Aminifard, M. H., Aroiee, H., Azizi, M., Nemati, H. y Jaafar, H. Z. E. (2012). Effect of humic acid on antioxidant activities and fruit quality of hot pepper (*Capsicum annuum* L.). J. Herbs Spices Med. Plants. 18(4): 360-369.

Arancon, N. Q., Edwards, C. A., Lee, S. y Byrne, R. (2006). Effects of humic acids from vermicomposts on plant growth. European Journal of Soil Biology. 42: S65-S69.

Brand-Williams, W., Cuvelier, M. E. y Berset, C. (1995). Use of a free radical method to evaluate antioxidant activity. LWT-Food Science and Technology. 28(1): 25-30.

Cisneros-Pineda, O., Torres-Tapia, L. W., Gutierrez-Pacheco, L. C., Contreras-Martin, F., Gonzalez-Estrada, T. y Peraza-Sanchez, S. R. (2007). Capsaicinoids quantification in chili peppers cultivated in the state of Yucatan, Mexico. Food Chem. 104(4): 1755-1760.

Esparza, R. J. R., Stone, B. M., Stushnoff, C., Pilon-Smits, E. y Kendall, A. P. (2006). Effect of ascorbic acid applied by two hydrocooling methods on physical and chemical propertier of green leaf lettuce stored at 5 °C. J Food Sci. 71(3): 270-276.

Espinosa-Palomeque, B., Cano-Ríos, P., Salas-Pérez, L., González-Rodríguez, G., Reyes-González, A., Ayala-Garay, A. V. y Preciado-Rangel, P. (2020). Vermicompost on the production and nutraceutical quality of jalapeño pepper fruits (Capsicum annuum L.). Revista Terra Latinoamericana. 38(4): 795-803.

Ghaderimokri, L., Rezaei-Chiyaneh, E., Ghiyasi, M., Gheshlaghi, M., Battaglia, M. L. y Siddique, K. H. M. (2022). Application of humic acid and biofertilizers changes oil and phenolic compounds of fennel and fenugreek in intercropping systems. Sci Rep. 12(1): 5946.

Karakurt, Y., Unlu, H., Unlu, H. y Padem, H. (2009). The influence of foliar and soil fertilization of humic acid on yield and quality of pepper. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science. 59(3): 233-237.

Kim, G. D., Lee, Y. S., Cho, J. Y., Lee, Y. H., Choi, K. J., Lee, Y., Han, T. H., Lee, S. H., Park, K. H. y Moon, J. H. (2010). Comparison of the content of bioactive substances and the inhibitory effects against rat plasma oxidation of conventional and organic hot peppers (*Capsicum annuum* L.). Journal Agricultural and Food Chemistry. 58(23): 12300-12306.

Klokić, I., Koleška, I., Hasanagić, D., Murtić, S., Bosančić, B. y Todorović, V. (2020). Biostimulants' influence on tomato fruit characteristics at conventional and low-input NPK regime. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science. 70(3): 233-240.

Pérez-Vazquez, E. L., Gaucin-Delgado, J. M., Ramírez-Rodríguez, S. C., Sariñana-Navarrete, M., Zapata, S. G. y Zuñiga-Valenzuela, E. (2020). Conductividad eléctrica de la solución nutritiva efecto en el rendimiento y la calidad nutracéutica de pimiento morrón Revista Mexicana de Ciencias Agricolas. 11(7): 1669-1675.

Preciado-Rangel, P., Andrade-Sifuentes, A., Sánchez-Chavez, E., Salas-Pérez, L., Fortis-Hernández, M., Rueda Puente, E. O. y García-Hernández, J. L. (2019). Influencia del potasio en el contenido nutracéutico y de antioxidantes en pimiento serrano (*Capsicum annuum L.)* Agrociencia. 53(1): 581-591.

Preciado-Rangel, P., Rueda Puente, E. O., Valdez-Aguilar, L. A., Reyes-Pérez, J. J., Gallegos-Robles, M. Á. y Murrillo-Amador, B. (2021). Conductividad eléctrica de la solución nutritiva y su efecto en compuestos bioactivos y rendimiento de pimiento morrón (*Capsicum annuuum* L.) Tropical and Subtropical Agroecosystems. 24(54): 1-12.

Schiavon, M., Pizzeghello, D., Muscolo, A., Vaccaro, S., Francioso, O. y Nardi, S. (2010). High molecular size humic substances enhance phenylpropanoid metabolism in maize (*Zea mays* L.). J Chem Ecol. 36(6): 662-669.

Steiner, A. A. (1984). *The universal nutrient solution*. Paper presented at the Proceeding sixth international congress on soilles culture, ISOSC, Lunteren, Wageningen, The Netherlands.

Valadez, S. Y. M., Olivares, S. E., Vázquez, A. R. E., Esparza-Rivera, J. R., Preciado-Rangel, P., Valdez-Cepeda, R. D. y Garcia-Liscano, A. E. (2015). Calidad y concentración de capsaicinoides en genotipos de chile Serrano (*Capsicum annuum* L) producido bajo fertilización orgánica. Revista Internacional de Botánica Experimental 85(1): 21-26.

Zhishen, J., Mengcheng, T. y Jianming, W. (1999). The determination of flavonoid contents in mulberrey and their scavenging effects on superoxide radicals. Food Chem. 64(4): 555-559.

EFECTO DEL SELENIO EN EL CRECIMIENTO Y CALIDAD DE PLÁNTULAS DE PIMIENTO

Octavio González Chávez[1]*; Gelacio Alejo Santiago[2]; Cecilia Rocío Juárez Rosete[2]; Rubén Bugarín Montoya[2]; Beatriz Guillermina Arrieta Ramos[2]; Porfirio Juárez López[3]

[1]Doctorado en Ciencias Biológico Agropecuarias, Universidad Autónoma de Nayarit. C.P. 63780, Xalisco, Nayarit, México. *Correo: octavio.glezch@gmail.com.
[2]Unidad Académica de Agricultura. Universidad Autónoma de Nayarit. C.P. 63780, Xalisco, Nayarit, México.
[3]Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. C.P. 62210, Cuernavaca, Morelos, México.

RESUMEN

Se evaluó el efecto del suministro de selenio en solución nutritiva en el crecimiento y calidad de plántulas de pimiento (*Capsicum annuum* L. var. Prosperity). El estudio se realizó bajo condiciones de invernadero. Las plántulas se cultivaron durante un periodo de 21 días bajo un sistema de raíz flotante, utilizando la solución universal Steiner al 50 % enriquecida con 1.0, 2.5, 5.0 y 10.0 µM de selenio en forma de Na_2SeO_3 (Sigma-Aldrich®) y un testigo sin selenio. De esta manera, se establecieron cinco tratamientos con un diseño experimental completamente al azar, con cinco repeticiones por tratamiento. El suministro de 1.0 µM de selenio en solución nutritiva promovió mayores tasas de crecimiento y asimilación neta, lo cual, provoco una mayor calidad en la producción de plántulas de pimiento.

PALABRAS CLAVE: *Selenito de sodio; cultivo sin suelo; hidroponía.*

INTRODUCCIÓN

La demanda de plántulas está en aumento debido al crecimiento de la producción comercial de hortalizas. Plántulas de mayor calidad, tienen mejor crecimiento y desarrollo en campo comparadas con aquellas de menor calidad (Wang *et al*., 2021). El selenio (Se) es considerado un elemento benéfico para las plantas si se suministra en concentraciones bajas, no obstante, si las concentraciones son elevadas puede causar trastornos fisiológicos y morfológicos. Este efecto benéfico o tóxico, es muy estrecho y varía entre especies y edad de la planta, siendo la fase de plántula la más sensible (Hasanuzzaman *et al*., 2020). Sin embargo, no existe información suficiente que ayude a dilucidar la dosis adecuada de Se en la producción de plántulas de pimiento. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de 0.0, 1.0, 2.5, 5.0 y 10.0 µM de Se en el crecimiento y calidad de plántulas de pimiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se estableció bajo condiciones de invernadero, ubicado en la Unidad Académica de Agricultura, Xalisco estado de Nayarit, durante el periodo del 18 de junio al 16 de agosto de 2021. Como material vegetal, se utilizaron plántulas de pimiento variedad Prosperity de 21 días de edad y se trasplantaron en un sistema de raíz flotante, utilizando

la solución nutritiva de Steiner al 50 %. Después de un periodo de adaptación de siete días, las soluciones nutritivas se enriquecieron con 1.0, 2.5, 5.0 y 10.0 µM de Se en forma de Na_2SeO_3 (Sigma-Aldrich®) y un testigo sin Se. De esta manera, se establecieron cinco tratamientos con un diseño experimental completamente al azar, con cinco repeticiones por tratamiento.

Después de 21 días de tratamiento, se determinó: altura, se midió desde la base del tallo al ápice de crecimiento con una cinta métrica; diámetro de tallo, se midió a un cm de la base del tallo con un vernier digital; área foliar, mediante un integrador de área foliar CI-202®; y peso seco de raíz, tallo y hojas, donde las partes vegetativas se secaron en una estufa de aire forzado Felisa FE293AD® a 70 °C hasta alcanzar peso constante y posteriormente se pesaron en una balanza digital Ek-200i.

Con los datos obtenidos y mediante las ecuaciones propuestas por Hunt *et al*. (2002) para índices de crecimiento en especies vegetales, se determinó: a) tasa de crecimiento relativo, que expresa el incremento de biomasa por unidad de biomasa y tiempo; b) tasa de asimilación neta, que indica la eficiencia de las hojas en producir biomasa en función del peso de CO_2 fijado por unidad de superficie y tiempo. Mediante la ecuación propuesta por Dickson *et al*. (1960), se determinó la calidad de plántula: c) índice de calidad de Dickson, que define el potencial de adaptación y sobrevivencia de plántulas en campo (Cuadro 1).

Con los datos obtenidos se realizó un análisis de varianza y comparación de medias Tukey ($p \leq 0.05$) con el paquete Statistical Analysis System (SAS®).

Cuadro 3. Indicadores de crecimiento y calidad.

Indicador	Fórmula	Unidades
Tasa de crecimiento relativo	$TCR=\frac{\ln PS_2-\ln PS_1}{t_2-t_1}$	$g\ g^{-1}\ d^{-1}$
Tasa de asimilación neta	$TAN=\left(\frac{PS_2-PS_1}{AF_2-AF_1}\right)\left(\frac{\ln AF_2-\ln AF_1}{t_2-t_1}\right)$	$g\ cm^{-2}\ d^{-1}$
Índice de calidad de Dickson	$ICD=\frac{PS_t}{(AP)\ (DT^{-1})+(PS_a)\ (PS_r^{-1})}$	Adimensional

PS_2: peso seco final; PS_1: peso seco inicial; AF_2: área foliar final; AF_1: área foliar inicial; t_2: tiempo final; t_1: tiempo inicial; PS_t: peso seco total; PS_a: peso seco de parte aérea; PS_r: peso seco de raíz; AP: altura de planta; DT: diámetro de tallo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tasa de crecimiento relativo aumentó 6.09 % con el suministro 1.0 µM de Se respecto al testigo, mientras que la concentración de 10 µM causó una disminución del 2.50 % (Cuadro 2). La estimulación del crecimiento podría explicarse debido a que el Se aumenta el nivel y señalización de las hormonas encargadas de la división y elongación celular (Borbély *et al*., 2021). Estos resultados son congruentes con lo reportado por León-Morales

et al. (2019) en plántulas de chile serrano (*Capsicum annuum* L. cv. Chiltepec), donde la aplicación de 1.25 µM de Se en solución nutritiva aumentó la biomasa seca total.

Cuadro 2. Efecto del selenio sobre los indicadores de crecimiento y calidad de plántulas en pimiento.

Se (µM)	Tasa de crecimiento relativo ($g\ g^{-1}\ d^{-1}$)	Tasa de asimilación neta ($g\ cm^{-2}\ d^{-1}$)	Índice de calidad de Dickson
Testigo	0.1478 bc	0.00086 c	0.666 b
1.0	0.1568 a	0.00105 a	0.759 a
2.5	0.1519 ab	0.00098 ab	0.681 ab
5.0	0.1497 b	0.00096 b	0.651 b
10.0	0.1441 c	0.00095 b	0.481 c
CV	1.3242	3.1047	7.1865

CV: coeficiente de variación. Medias con letras distintas indican diferencias estadísticas significativas (Tukey, $p \leq 0.05$).

La tasa de asimilación neta aumentó en presencia de Se en solución nutritiva, obteniendo el valor más alto la concentración de 1.0 µM con un incremento del 22.09 % respecto al testigo (Cuadro 2). Esto podría deberse a que el Se estimula la fijación de CO_2 al incrementar la biosíntesis de clorofilas y mejora el sistema fotosintético (Jiang *et al*., 2017). Estos resultados son similares en plántulas de pepino, donde la aplicación de Se aumentó la tasa fotosintética neta, en consecuencia, aumentó el tamaño del limbo foliar y peso fresco de las hojas (Yang *et al*., 2021).

El valor más alto para el índice de calidad de Dickson, se obtuvo con el suministro de 1.0 µM de Se en solución nutritiva (Cuadro 2). Este índice integra varias características morfológicas, mientras mayor sea el valor, mejor será la calidad de plántula y el potencial de producción del cultivo (Acevedo-Alcalá *et al*., 2020). Esto es congruente con lo reportado por Qin y Leskovar (2020) en cultivo de pimiento (*Capsicum annuum* cv. Hunter) quienes obtuvieron mayor rendimiento cuando utilizaron plántulas de mayor calidad en comparación con aquellas de menor calidad.

CONCLUSIONES

El suministro de 1.0 µM de selenio en solución nutritiva promueve mayores tasas de crecimiento y asimilación neta, lo cual, mejora la calidad de plántulas de pimiento. No obstante, concentraciones más altas de selenio, provocan un efecto negativo. Esto demuestra que el selenio, a bajas concentraciones, resulta benéfico para esta especie al inducir respuestas favorables en la producción de plántula.

BIBLIOGRAFÍA

Acevedo-Alcalá, P., Cruz-Hernández, J., & Taboada-Gaytán, O. R. (2020). Abonos orgánicos comerciales, estiércoles locales y fertilización química en la producción de plántula de chile poblano. *Revista Fitotecnia Mexicana*, *43*(1), 35-44.

Borbély, P., Molnár, Á., Valyon, E., Ördög, A., Horváth-Boros, K., Csupor, D., Fehér, A. & Kolbert, Z. (2021). The effect of foliar selenium (se) treatment on growth, photosynthesis, and oxidative-nitrosative signalling of *Stevia rebaudiana* leaves. *Antioxidants*. 10(1): 72.

Dickson, A., Leaf, A. L., & Hosner, J. F. (1960). Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *The Forestry Chronicle*, *36*(1), 10-13.

Hasanuzzaman, M., Bhuyan, M.H.M., Raza, A., Hawrylak-Nowak, B., Matraszek-Gawron, R., Nahar, K. & Fujita, M. (2020). Selenium toxicity in plants and environment: biogeochemistry and remediation possibilities. *Plants*. 9(12): 1711.

Hunt, R., Causton, D. R., Shipley, B., & Askew, A. P. (2002). A modern tool for classical plant growth analysis. *Annals of botany*, 90(4), 485-488.

Jiang, C., Zu, C., Lu, D., Zheng, Q., Shen, J., Wang, H., & Li, D. (2017). Effect of exogenous selenium supply on photosynthesis, Na+ accumulation and antioxidative capacity of maize (*Zea mays* L.) under salinity stress. *Scientific reports*, *7*(1), 1-14.

León-Morales, J. M., Panamá-Raymundo, W., Langarica-Velázquez, E. C., García-Morales, S., (2019). Selenium and vanadium on seed germination and seedling growth in pepper (*Capsicum annuum* L.) and radish (*Raphanus sativus* L.). *Revista Bio Ciencias* 6, e425.

Qin, K., y Leskovar, D. I. (2020). Humic substances improve vegetable seedling quality and post-transplant yield performance under stress conditions. *Agriculture*. 10(7): 254.

Wang, Y., Chu, Y., Wan, Z., Zhang, G., Liu, L., & Yan, Z. (2021). Root Architecture, Growth and Photon Yield of Cucumber Seedlings as Influenced by Daily Light Integral at Different Stages in the Closed Transplant Production System. *Horticulturae*, 7(9): 328.

Yang, N., Sun, K., Wang, X., Wang, K., Kong, X., Gao, J., & Wen, D. (2021). Melatonin participates in selenium-enhanced cold tolerance of cucumber seedlings. *Frontiers in Plant Science*, *12*.

COMPORTAMIENTO AGRONÓMICO DEL TOMATE (*Solanum lycopersicum* L.) DESARROLLADO EN CASA SOMBRA CON ABONOS ORGÁNICOS

Alejandro Moreno Reséndez[1,2,*]; Yooarick Leal Navarro[1]; José Luis Reyes Carrillo[1,2]; Rubén López Salazar[1]; Héctor Javier Martínez Agüero[1]; Lucio Leos Escobedo[1]

[1]Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Periférico Raúl López Sánchez y Carretera a Santa Fe s/n. Torreón, Coahuila de Zaragoza CP 27054, México.
[2]Cuerpo Académico Sistemas Sustentables para la Producción Agropecuaria: UAAAN-CA-14. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Periférico Raúl López Sánchez y Carretera a Santa Fe s/n. Torreón, Coahuila de Zaragoza CP 27054, México.
*Autor para correspondencia: alejamorsa@hotmail.com

RESUMEN

Los abonos orgánicos han surgido como alternativa para reducir o sustituir la fertilización sintética. El estudio se realizó en el ciclo P-V 2021, para determinar el efecto de diferentes abonos orgánicos sobre el desarrollo del tomate en casa sombra. La siembra directa se realizó utilizando semillas Roma, Saladette, crecimiento indeterminado. Se evaluaron 14 tratamientos: seis fertilizados con lixiviado de vermicompost, dos con solución nutritiva (SNS) y en los restantes se utilizó vermicompost (VC). En tratamientos con SNS se utilizó arena de río (AR) como sustrato, en los 12 restantes su composición fue, tres veces, la mezcla VC:AR (1:1; 1:2; 1:3 y 1:4, v:v). Con estos materiales se rellenaron bolsas tipo vivero, 18 L, y se colocaron a doble hilera, con arreglo "tresbolillo": densidad 4.2 plantas•m^{-2}. Las variables evaluadas fueron diámetros polar y ecuatorial, lóculos, espesor de pericarpio, sólidos solubles, resistencia, peso de fruto y rendimiento. Para cuantificarlos se cosecharon los frutos dos y tres de cada racimo, de primeros cinco racimos, de cuatro repeticiones por tratamiento, cuando éstos alcanzaron un color rojo intenso, para rendimiento por planta se registró, peso y total de frutos: con estos datos y la densidad se estimó rendimiento por hectárea. Se utilizó un diseño completamente al azar y con seis repeticiones. Se aplicaron ANOVAS y pruebas Tukey (0.05 %) a los datos. Con la mezcla VC:AR (1:4, v:v) los frutos de tomate registraron efectos destacados para diámetro polar, espesor de pericarpio, sólidos solubles, peso y resistencia de los frutos.

PALABRAS CLAVE: *Agricultura protegida*; *nutrición vegetal*; *vermicompost*.

INTRODUCCIÓN

El constante incremento de la población humana, en todos los ámbitos, representa un importante desafío ambiental con la consiguiente demanda de alimentos, satisfactores y bienes que, a su vez, favorecen la generación de inconmensurables cantidades de desechos y/o residuos (Hernández-Montiel *et al*., 2020). Adicionalmente, el empleo de fuentes no renovables, *e. g*., petróleo, para generar fertilizantes sintéticos y diversos agroquímicos, utilizados para mejorar e incrementar la productividad, de los sistemas agrícolas contemporáneos, no promueve el desarrollo sostenible de las regiones (Zandonadi y Galba-

Busato, 2012). Por lo tanto, se ha vuelto necesario desarrollar alternativas que mejoren la productividad y minimicen la degradación ambiental (Hernández-Montiel *et al*., 2020). La transformación de residuos orgánicos en fertilizantes a través del proceso de vermicompostaje es una de estas alternativas (Zandonadi y Galba-Busato, 2012.). En este sentido, la gestión de residuos orgánicos a través del vermicompostaje es una biotecnología con grandes beneficios, amigable con el ambiente y de costo reducido (Huaccha *et al*., 2021).

Como resultado del vermicompostaje, cuando éste se lleva a cabo en cunas, canteros o recipientes con drenaje, el productor obtiene además del material sólido (Adhikary, 2012) – vermicompost, humus de lombriz o lombricompost - humus líquido o lixiviado (Zandonadi y Galba-Busato, 2012): para los autores del presente documento, la denominación de lixiviado de vermicompost (LVC) se debe a que este producto se recupera, en diversos recipientes, debido al líquido que drena, después de aplicar riegos para cubrir la demanda de humedad requerida por este proceso, a través del material orgánico dentro del cual las lombrices realizan la transformación de los residuos orgánicos en vermicompost (VC). Zandonadi y Galba-Busato (2012), así como Pant *et al*. (2011), destacan que, el VC y/o el LVC, además de incrementar tanto el contenido como la disponibilidad de elementos nutritivos, tienen la capacidad de estimular el crecimiento de especies vegetales, ambos productos están relacionados con la salud de éstas, además de poseer efectos favorables en el desarrollo inicial de su sistema radicular, también aportan ácidos orgánicos, sustancias similares a las hormonas y reguladores de crecimiento. En atención a lo anterior, y de común acuerdo con Pant *et al*. (2011) de que aún es necesario reforzar las explicaciones del efecto y/o comportamiento de los productos generados en el vermicompostaje sobre el desarrollo de las plantas, se planteó el objetivo: determinar el efecto de diferentes abonos orgánicos sobre el desarrollo del tomate en casa sombra.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en una estructura de casa sombra, ubicada dentro de las instalaciones de la Unidad Laguna de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, en el ciclo P-V 2021: 103° 26' 33" O y 25° 32' 40" N, a una altura de 1,120 msnm.

La siembra directa de la semilla de tomate Roma (SAHEL-Syngenta®. HR) tipo saladette, de crecimiento indeterminado, se realizó el 17-04-2021, en bolsas de polietileno negro, tipo vivero, de 18 L, utilizadas como macetas. Éstas se llenaron con diferentes mezclas de VC y arena de río (AR), con relaciones v:v (0:1; 1:1; 1:2M 1:3 y 1:4); de acuerdo a como se describe en el Cuadro 1, y se colocaron, dentro de la casa sombra, a doble hilera, con arreglo tresbolillo, con 1.6 m entre hileras dobles y 0.3 m de centro a centro entre ellas: con densidad 4.2 plantas•m^{-2}.

La AR empleada se desinfectó con hipoclorito de sodio al 5% y se secó al ambiente durante tres días. Además, a las mezclas de VC:AR utilizadas se les aplicaron, tres veces por semana, los volúmenes de solución nutritiva Steiner, agua de riego y LVC, por maceta y por día, indicados en el cuadro 1, con lo cual se generaron 12 tratamientos. Para cubrir la demanda hídrica del cultivo desde la siembra de la semilla hasta el día 28-07-2021, los días restantes de la semana, a todas las macetas se les aplicó agua de riego en el mismo volumen

indicado por tratamiento. A partir de esa fecha, el volumen de agua de riego por maceta por día se incrementó a 1.5 L.

Las plantas se desarrollaron a un solo tallo, eliminando yemas axilares, al segundo día después de brotar, se mantuvieron erguidas utilizando rafia de plástico, atada de la base de la maceta hacia la estructura de la casa sombra. Al inicio de floración se polinizó, agitando suavemente la rafia, por 20 - 30 s, en horario de 10:00 a 11:00 h. También se eliminó el follaje por debajo de los racimos, al momento en que se realizó la cosecha de éstos, para reducir la presencia de plagas. Cuando se detectó la presencia de éstas se utilizaron, insecticidas orgánicos Pro-Neem (PROAGRO®), contra trips (*Thrips* spp.) y X-TRAC3, LUCAVA®, contra mosquita blanca, en dosis y frecuencia recomendada por el fabricante. La maleza se eliminó de forma manual.

La cosecha, realizada manualmente, inició el 9-08-2021, seleccionando los frutos dos y tres de cada racimo, de los primeros cinco racimos, de cuatro plantas por tratamiento, cuando éstos alcanzaron un color rojo intenso, o madurez completa: código 89 809, escala BBCH (Meier, 2001). En estos frutos se determinaron: diámetros polar y ecuatorial (DP y DE), número de lóculos (NL), espesor de pericarpio (EP), sólidos solubles (SS), resistencia y peso de fruto (ResF y PF), y para rendimiento por planta se registraron, además el número promedio total de frutos (NPTFP) y el peso promedio total de frutos (PPTFP). Los instrumentos y equipos utilizados fueron: vernier digital (STEREN®), refractómetro manual Master-M (ATAGO™ 2313; 0.0-33.0 ± 0.2%), Penetrómetro (Modelo: 3005, HOMIS®), báscula digital (IBM, 8.5®), respectivamente.

Los tratamientos, con seis repeticiones, fueron distribuidos, dentro de la casa sombra usando un diseño completamente al azar, dos repeticiones se utilizaron para reducir efecto orilla, y cuatro macetas por repetición para registrar las variables de interés. Los datos obtenidos de dichas variables se sometieron al análisis de varianza y pruebas de comparación de medias de Tukey al 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado de los ANOVA y la prueba de Tukey, al 5%, se determinó que siete de las variables evaluadas: DP, EP, PF, ResF, SS, número y peso promedios totales de frutos por planta resultaron diferentes estadísticamente ($P \leq 0.05$) mientras que DE y NL resultaron estadísticamente iguales (Cuadro 1). En el cuadro 1 se destaca que el T8, cuya mezcla VC:AR, con relación 1:4 (v:v), a la cual no se le aplicó solución Steiner ni LVC, superó significativamente ($P \leq 0.05$) en las siguientes variables: DP, EP, PF y PPTFP, con valores de 66.6 y 7.85 mm, 88.6 g y 2.524 kg, respectivamente. En el T8 y con los valores señalados se estimó el mayor rendimiento para el cultivo de tomate, con 116.853 $t \cdot ha^{-1}$, desarrollado bajo condiciones de casa sombra. Por otra parte, el mayor contenido de SS se registró en el T1 (VC:AR, relación 1:1, v:v) y el mayor NPTFP, con 36 frutos, se registró en T7 (VC:AR, relación 1:3, v:v). Los resultados obtenidos para DP, EP, PF y R en T8 fueron similares a los reportados por Márquez-Quiroz *et al*. (2014), al evaluar la fertilización orgánica sobre el rendimiento y contenido nutricional de tomate saladette desarrollado bajo condiciones de invernadero.

Cuadro 1. Tratamientos evaluados, composición de los sustratos por tratamiento, frecuencia de aplicación de solución nutritiva, agua de riego y lixiviado de vermicompost. Incluyen valores promedio y significancia estadística de las variables evaluadas durante el desarrollo del tomate, bajo condiciones de casa sombra, con abonos orgánicos.

T	VC	AR	Riego	DP*	DE^{ns}	EP*	NL^{ns}	PF*	ResF*	SS*	NPTFP*	PPTFP*	RP
	Relación v:v		(L•M^{-1}•día^{-1})	(mm)				(g)	(N)	(°Brix)		(kg)	(t•ha^{-1})
T0	0	1	0.5 (SNS)	46.3^{bc}	36.3	5.98^{cde}	3.1	41.6^{c}	1.3^{ab}	5.63^{a}	24^{bcd}	1.067^{bcd}	44.814
T01	0	1	1.0 (SNS)	55.4^{abc}	43.5	7.36^{ab}	3.1	67.3^{ab}	1.24^{c}	4.05^{de}	19^{d}	1.453 ^{abcd}	61.026
T1	1	1	0.5 (A)	50.6^{bc}	35.5	6.71^{abc}	2.9	42.4^{c}	1.31^{ab}	**5.75^{a}**	23^{bcd}	0.858^{cd}	36.036
T2	1	2	0.5 (A)	44.2^{c}	34.5	5.97^{cde}	2.8	43.9^{c}	1.18^{c}	5.24^{abc}	27^{abcd}	0.755^{d}	31.710
T3	1	3	0.5 (A)	46.5^{bc}	35.4	6.51^{bcd}	2.9	42.2^{c}	1.31^{ab}	5.31^{abc}	29^{abcd}	1.170^{abcd}	49.140
T4	1	4	0.5 (A)	50.8^{bc}	38.7	6.49^{bcd}	3.1	53.1^{bc}	1.24^{c}	5.16^{abc}	29^{abcd}	1.303^{abcd}	54.726
T5	1	1	1.0 (A)	50.2^{bc}	37.2	6.41^{bcd}	3.2	57.1^{bc}	1.29^{ab}	4.89^{bc}	33^{abc}	1.647^{abcd}	69.174
T6	1	2	1.0 (A)	58.9^{abc}	43.8	7.0^{abc}	3.0	69.9^{ab}	1.19^{c}	4.0^{e}	34^{ab}	2.468^{ab}	103.656
T7	1	3	1.0 (A)	60.3^{ab}	43.5	6.98^{abc}	2.7	66.9^{ab}	1.25^{c}	4.61^{cde}	36^{a}	2.179^{abc}	91.518
T8	1	4	1.0 (A)	66.6^{a}	47.5	7.85^{a}	2.9	88.6^{a}	1.17^{c}	4.18^{de}	27^{abcd}	2.524^{a}	**116.853**
T9	1	1	1.0 (LVC)	45.0^{bc}	34.7	5.23^{e}	2.7	43.9^{c}	1.27^{b}	5.23^{abc}	24^{bcd}	1.356^{abcd}	56.945
T10	1	2	1.0 (LVC)	55.8^{abc}	36.0	6.02^{cde}	3.0	36.3^{c}	1.34^{ab}	5.18^{abc}	18^{d}	0.676^{d}	31.250
T11	1	3	1.0 (LVC)	47.7^{bc}	49.6	5.50^{de}	2.9	41.7^{c}	**1.70^{a}**	5.36^{ab}	22^{cd}	1.060^{bcd}	49.074
T12	1	4	1.0 (LVC)	58.6^{abc}	43.4	6.82^{abc}	3.0	71.7^{ab}	1.26^{c}	4.75^{bcd}	25^{abcd}	2.203^{abc}	101.992

T = Tratamiento; VC = Vermicompost; AR = Arena de río; A = Agua de riego; L•M^{-1}•día^{-1} = Aplicación de volumen en litros por maceta por día: DP = Diámetro Polar; DE = Diámetro Ecuatorial; NL = Número de lóculos; PF = Peso de fruto; ResF = Resistencia de fruto; SS = Sólidos solubles; EP = Espesor de pericarpio; NPTFP = Número promedio total de frutos por planta; PPTFP = peso promedio total de frutos por planta; RP = Rendimiento promedio; *, ns = significativo 5 %, no significativo; Tukey0.05. Columnas con letras diferentes son estadísticamente diferentes.

A favor de los resultados obtenidos en las variables destacadas en el cuadro 1, el uso de la casa sombra para el desarrollo de cultivos como tomate, resulta prometedor, debido a los elevados requerimientos de energía que demandan las estructuras protegidas con plástico, principalmente para evitar la elevación de la temperatura, a las horas de mayor incidencia solar, en las regiones secas (González et al., 2017).

Para el caso de la resistencia física, San Martín-Hernández *et al*. (2012) destacan que los frutos de tomate para comercialización o uso doméstico requieren de una firmeza de 1.45 y 1.28 N, valores que resultaron menores a la resistencia registrada en el presente experimento, en el T11 (VC:AR, relación 1:3, v:v) aplicando, además 1 L de LCV. El mayor número de frutos, con 36, que se registró en el T7 (VC:AR, relación 1:3, v:v) también resultó similar a los resultados reportados por Márquez-Quiroz *et al*. (2014), en las condiciones descritas anteriormente.

CONCLUSIONES

Con la mezcla VC:AR (1:4, v:v) los frutos de tomate generan efectos destacados para diámetro polar, espesor de pericarpio, sólidos solubles, peso y resistencia de los frutos, sin aplicar fertilizantes sintéticos ni LVC.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto fue financiado por la UAAAN, con clave: 38-111-425601002-2985

BIBLIOGRAFÍA

Adhikary, S. 2012. Vermicompost, the story of organic gold: A review. Agricultural Sciences, 3(7): 905-917.

González, M. H., Rodríguez-Muñoz, N. A., Escobedo-Bretado, J., & Martín-Domínguez, I. 2017. Diseño y simulación de un invernadero asistido con energía renovable para Durango. Revista Aplicaciones de la Ingeniería, 1(1): 1-15.

Hernández-Montiel, L. G., Murillo-Amador, B., Chiquito-Contreras, C. J., Zuñiga-Castañeda, C. E., Ruiz-Ramírez, J., & Chiquito-Contreras, G. R. 2020. Morpho-productive response of bell pepper plants biofertilized with *Pseudomonas putida* and reduced dosage of synthetic fertilizers in greenhouse. Terra Latioamericana, Número Especial 38(3): 583-596.

Huaccha, A., Fernndez-Zarate, F., Quiroga, S., & Álvarez, B. 2021. Use of *Eisenia hortensis* (earthworm) in the vermicomposting of organic waste. Revista Científica Pakamuros, 7(2): 32-40.

Márquez-Quiroz, C., Cano-Ríos, P., Moreno-Reséndez, A., Sánchez-Chávez, E., de la Cruz-Lázaro, E., Figueroa-Viramontes, U., & Robledo-Torres, V. 2014. Efecto de la fertilización orgánica sobre el rendimiento y contenido nutricional de tomate saladette en invernadero. ITEA, 110(1): 3-17.

Meier, U. 2001. Growth stages of mono-and dicotyledonous plants: BBCH Monograph (2 ed.). Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry. DOI: 10.5073/bbch0515. Disponible en: https://ojs.openagrar.de/index.php/BBCH/article/download/515/464. Fecha de recuperación: 27-07-2022.

Pant, A., Radovich, T. J. K., Hue, N. V., & Arancon, N. Q. 2011. Effects of Vermicompost Tea (Aqueous Extract) on Pak Choi Yield, Quality, and on Soil Biological Properties. Compost Science & Utilization, 19(4): 279-292.

San Martín-Hernández, C., Ordaz C., V., M., Sánchez G., P.B., Colinas L., M.T. y Borges G., L. 2012. Calidad de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) producido en hidroponía con diferentes granulometrías de tezontle. Agrociencia, 46(3): 243-254.

Zandonadi, D. B., & Galba-Busato, J. 2012. Vermicompost humic substances: technology for converting pollution into plant growth regulators. IJESER, 3(2): 73-84.

CARACTERIZACIÓN DE BACTERIAS ENDÓFITAS AISLADAS DE RAÍCES DE *Lactuca sativa* var. *Longifolia*

Luis Gerardo Domínguez-Hernández[1]; Yadeneyro de la Cruz-Elizondo[1]; Raymundo Torres-Moreno[1]; Beatriz Palmeros-Sánchez[1]

[1]Facultad de Biología, Universidad Veracruzana Campus Xalapa. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n esquina Av. Presidentes C.P. 91090, Xalapa, México. Correo: bpalmeros@uv.mx

RESUMEN

Los microorganismos presentes en el suelo pueden establecer relaciones benéficas o antagónicas con las plantas; entre las primeras se encuentran las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB), la micorrización y la fijación biológica de nitrógeno. Las PGPB se estudian por su posible participación en la sustentabilidad de los agroecosistemas y su uso potencial como bio-fertilizante. En este trabajo se aislaron bacterias endógenas de crecimientos celulares indiferenciados presentes en las raíces de *Lactuca sativa* var. *longifolia* cosechadas en el huerto agroecológico de la Facultad de Biología, U.V. en Xalapa, Ver. Para ello, la superficie de los crecimientos vegetales se aseptizó, se maceraron y se inocularon sobre medio rico PY. A los 13 aislados obtenidos se les determinó el fenotipo y se les realizaron algunas pruebas bioquímicas (catalasa, celulasa y crecimiento diferencial en medio ELMA-RC). Se seleccionaron siete aislados para secuenciar el gen rRNA 16S, e identificarlos por análisis filogenético de inferencia bayesiana. Las cepas seleccionadas fueron identificadas como *Bacillus thuringiensis*, *Lysinibacillus fusiformis*, *Peribacillus simplex*, *B. cereus* y *Bacillus* sp., las cuales se han reportado como posibles PGPB; sin embargo, los reportes que las relaciona con crecimientos celulares, y los que mencionan el mecanismo por medio del cual pueden invadir los tejidos vegetales sin daño aparente a la planta, no son concluyentes.

PALABRAS CLAVE: *Microorganismos endófitos; simbiosis; PGPB; análisis filogenético.*

INTRODUCCIÓN

Las plantas proveen nichos para el crecimiento y la proliferación de diversos microorganismos, los cuales conforman la microbiota de la planta y su entorno. Los hongos y las bacterias son los microorganismos más abundantes en la microbiota de los vegetales. Hasta ahora se ha identificado muchos microorganismos que residen dentro (endófitas) y fuera (epífitas) de las plantas (Vidaver y Lambrecht, 2004). Algunos establecen asociaciones complejas con las plantas, y algunos juegan un papel muy importante en la promoción de su crecimiento y salud, las cuales se conocen como PGPB (Trivedi *et al.*, 2020).

Algunos de los beneficios que las plantas obtienen de su microbiota son: un aumento en la disponibilidad de nutrientes por la fijación biológica de nitrógeno, aumento en la solubilidad del fósforo, y/o mejorando la estructura del suelo; protección contra fitopatógenos por control o inhibición de estos; eliminación de compuestos tóxicos o resistencia a metales pesados (Ahemad, 2012). Hay microorganismos fitopatógenos que son

perjudiciales para las plantas; estas usan mecanismos específicos para evadir el sistema de defensa de la planta y colonizarlas secretando proteínas y otras moléculas. Estos procesos se llevan a cabo una vez que se establece la relación planta-microorganismo y el ingreso de este último a los tejidos vegetales, como en la simbiosis (Ahemad, 2012; Ramakrishna *et al.* 2019). Las bacterias del género *Rhizobium* forman nódulos, estructuras radiculares con forma definida que permiten la interacción benéfica entre planta y bacteria. Los mecanismos de entrada de las bacterias a las a plantas identificados son de dos tipos: 1) señalización entre planta-bacteria activando factores *nod* y formando un hilo de infección; 2) mediante hidrólisis de la pared celular, así como el aprovechamiento de axilas radiculares o heridas para entrar en las plantas (Sharma *et al.* 2019).

En el huerto agroecológico de la Facultad de Biología, U.V., se encontraron individuos de *Lactuca sativa* var. *longifolia* con crecimientos celulares indiferenciados en las raíces; además, se observó que estas plantas presentaban tallas mayores y rebrotes más rápidos tras la cosecha en comparación con las que no presentan los crecimientos. Adicionalmente, se observó que la aplicación de macerados de estos crecimientos radiculares favoreció el crecimiento de plantas de frijol (*Phaseolus vulgaris*), comparándolas con plantas a las cuales no se inoculo. Este trabajo tuvo como objetivo determinar si en los crecimientos celulares no diferenciados presentes en la raíz de lechuga están presentes bacterias endófitas de tipo PGPB, para lo cual se llevó a cabo el aislamiento, caracterización e identificación de los aislados obtenidos, mediante pruebas físicas, bioquímicas y herramientas moleculares/bioinformáticas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El material biológico de este trabajo se obtuvo del huerto agroecológico de la Facultad de Biología, U.V. en Xalapa, Ver., Méx. Las características edáficas de esta área ya fueron reportadas previamente (De la Cruz-Elizondo y Fontano-Buelvas, 2019); este espacio de enseñanza y aprendizaje tiene un esquema de cultivo de rotación de hortalizas herbáceas, hierbas aromáticas (condimentos), leguminosas, tomate y maíz. El trabajo se realizó en el periodo comprendido de agosto de 2021 a junio de 2022.

El aislamiento de bacterias endófitas se realizó a partir de las raíces de plantas de lechuga maduras obtenidas de manera aleatoria, con aparente mayor crecimiento vegetativo y que mostraran crecimientos celulares indiferenciados. Las raíces se cortaron y procesaron de inmediato; se lavaron exhaustivamente con agua corriente para eliminar la tierra. Se separaron los crecimientos celulares y se procesaron de acuerdo con el protocolo publicado con ligeras modificaciones (Servin-Garcidueñas *et* al., 2014). Los crecimientos de bacterias se hicieron en medio sólido PY (peptona 15gL^{-1} SIGMA, extracto de levadura 5gL^{-1} BIOLAB, agar 15gL^{-1} SIGMA, 10mL^{-1} de $CaCl_2$ 0.7 M). Los cultivos puros se almacenaron a -20°C en medio PY líquido adicionado con glicerol al 15%. Para su caracterización, las cepas aisladas se sembraron en medio ELMA-RC pH 5.5 y se determinaron las características morfológicas y físicas de las colonias. Adicionalmente, se realizaron pruebas bioquímicas de celulasa, catalasa y movilidad siguiendo los protocolos publicados (Leboffe y Pierce, 2010).

DNA genómico (gDNA) de las cepas aisladas se extrajo con el método de CTAB (Wilson, 2001), y se evaluó por espectrofotometría y electroforesis en gel de agarosa (1.2% en buffer

TAE 1%). El fragmento del gen del RNA ribosomal 16S, de ~816bp, se amplificó con los oligonucleótidos UniBac-F/R (Tambong *et al.*, 2008) en un termociclador DLAB TC1000-G (DLAB, China) con el programa: 1 ciclo de 7min a 95°C; 35 ciclos de 1min a 94°C + 1 min a 63°C + 1min a 72°C, y un ciclo final de 12min a 72°C. El producto de PCR se purifico con el kit QIAquick Gel Extraction Kit (QIAGEN, Alemania). La secuencia de nucleótidos del fragmento rRNA16S se realizó por Sanger de forma automatizada (3130xl Genetic Analyzer de Applied Biosystems, USA) en el Instituto de Biotecnología, UNAM campus Cuernavaca, Mor.

El análisis bioinformático de las secuencias obtenidas de los fragmentos del rRNA 16S (curación, edición, alineamiento múltiple, divergencia evolutiva) se hicieron con los programas de acceso libre FinchTV; UGENE v42.0 a través del algoritmo de MUSCLE; BEAST v2.6.3 utilizando la herramienta Beauti; modelo evolutivo GTR; modelo de alineamiento de Yule y la herramienta TreeAnnotator; y iTOL v6.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se aislaron 13 cepas de bacterias de los crecimientos radiculares de *L. sativa* var. *longifolia* (Cuadro 1), todas fueron bacilos formadores de esporas, características de la familia *Bacillaceae*. Algunos géneros de esta familia se han reportados como PGPB, siendo *Bacillus* el más importante (Ramakrishna *et al*. 2019), Algunas cepas fueron móviles o capaces de degradar celulosa; se ha reportado que estas dos características son importantes para su interacción con las plantas (Sharma *et al*. 2019); y que, para este trabajo, ayudaría a explicar su presencia dentro de las raíces.

Cuadro 1. Características morfológicas y bioquímicas de las endobacterias aisladas.

Cepa	Textura	Borde	Gram	Agrupación	EE	Cat¥	ELMA	Cel€	Mov$^{\mu}$
LS2-1 (F1)*	Mucosa	Irregular	-	Cadena	+	+	Rojo	-	+
LS2-2 (F2)*	Mucosa	Liso	-	Individual	+	+	Rojo	-	+
LS2-3 (F3)*	Mucosa	Liso	-	Cadena	+	+	Rosa intenso	-	-
LS3-1 (F2)	Mucosa	Liso	-	Individual	+	+	Rosa intenso	+	+
LS3-2 (F4)*	Seca	Filamentoso	+	Cadena	+	+	Rojo	-	+
LS3-3 (F5)*	Mucosa	Liso	-	Cadena	+	+	Rojo	-	-
LS4-1 (F6)*	Mucosa	Irregular	+	Cadena	+	+	Rojo	-	+
LS4-2 (F4)	Seca	Filamentoso	+	Cadena	+	+	Rojo	-	+
LS4-3 (F6)	Mucosa	Irregular	+	Cadena	+	+	Rojo	-	+
LS5-1 (F5)	Mucosa	Liso	-	Cadena	+	+	Rojo	+	+
LS5-2 (F7) *	Mucosa	Irregular	-	Individual	+	+	Rojo	+	+
LS6-1 (F6)	Mucosa	Irregular	-	Cadena	+	+	Rojo	+	+
LS6-2 (F7)	Mucosa	Irregular	-	Individual	+	+	Rojo	+	+

EE: Endoespora, + presencia; * cepa tipo de cada grupo; ¥ Catalasa; €Celulasa; $^{\mu}$Movilidad

De acuerdo con las características morfológicas y bioquímicas se identificaron 7 fenotipos diferentes, por lo que se seleccionó una cepa de cada grupo para secuenciar el gen rRNA

16S y hacer su análisis filogenético. La reconstrucción filogenética (Figura 1) obtenida con las secuencias de las 7 cepas representativas y la base de datos de secuencias de PGPB reportadas (NCBI) relacionó/identificó las endobacterias aisladas como *Bacillus thuringiensis* (F1 y F4), *B. cereus* (F6), *Bacillus* sp. (F7), *Lysinibacillus fusiformis* (F2) y *Peribacillus simplex* (F3 y F5); todos reportados como PGPB (Sgroy *et al.*, 2009; Schwartz *et al.*, 2013). Estos resultados concuerdan con la caracterización bioquímica y morfológica, teniendo en cuenta que la tinción Gram no es un carácter diagnóstico de la familia *Bacillaceae* ya que los miembros de esta familia presentan resultados diferentes debido a las variaciones del peptidoglicano durante la esporulación (Tocheva *et al.*, 2013).

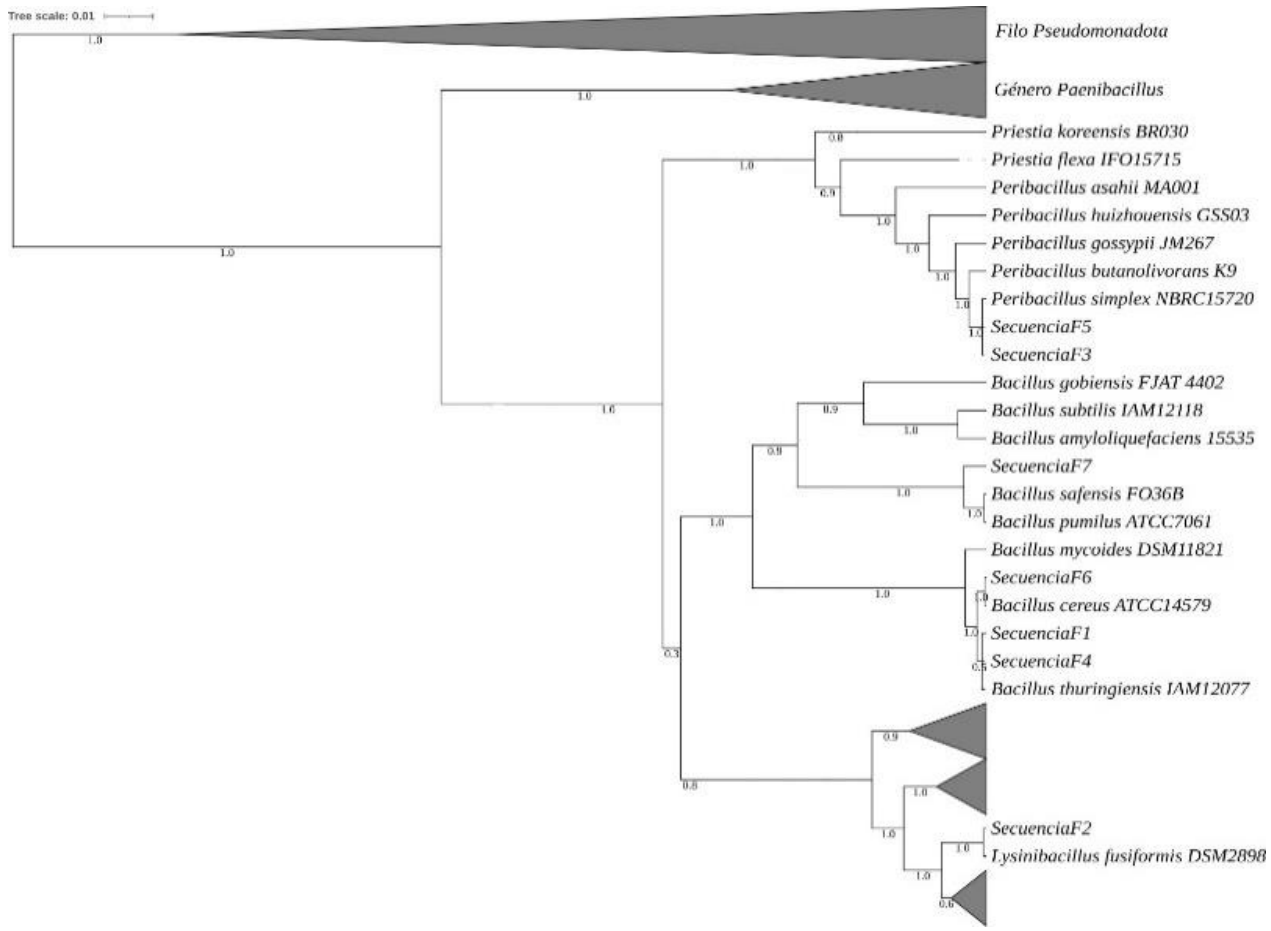


Figura 1. Reconstrucción filogenética con las secuencias obtenidas y base de datos.

La presencia de especies de la familia *Bacillaceae* de forma endófítica ha sido reportada en otros estudios (Germida *et al.*, 1998; Habibi *et al.*, 2004; Carrera-Solis *et al.*, 2009; Sgroy *et al.*, 2009; Martínez-Hidalgo *et al.*, 2021); sin embargo, no se encontraron reportes de la asociación de estas bacterias con *L. sativa* var. *longifolia*. Tampoco hay reportes sobre el mecanismo por medio del cual bacterias de esta familia se establecen de forma endofítica. Por las características observadas en las cepas aisladas en este trabajo se proponen las siguientes

posibilidades: 1) aprovechan lesiones mecánicas en las raíces como puerta de entrada; 2) utilizan su capacidad celulolítica para romper la pared celular e introducirse en el tejido vegetal; 3) toman ventaja de las vías de señalización de otras bacterias de la rizósfera que interaccionan con las raíces de las plantas.

Adicionalmente, la interacción planta-bacterias induciría el crecimiento celular indiferenciado y un beneficio potencial para el crecimiento de la planta. Así, el estudio de las bacterias asociadas a plantas además de ayudar a entender cómo se establece esta interrelación permitiría conocer los beneficios potenciales para las plantas y su aplicación en la agricultura.

CONCLUSIONES

Se aislaron e identificaron 5 especies de la familia *Bacillaceaee* de forma endofítica en las raíces de *Lactuca sativa* var. *longifolia*, de las cuales solo *B. thuriengensis* ya se había reportado. Las características morfológicas y bioquímicas varían entre ellas, por lo que se requieren realizar más estudios de la estructura y función de las cepas aisladas, tanto como para tratar de entender su interrelación con plantas y otros microorganismos de la microbiota, así como su posible efecto benéfico sobre el crecimiento vegetal.

BIBLIOGRAFÍA

Ahemad, M. 2012. Implications of Bacterial Resistance against Heavy Metals in Bioremediation: A Review. J Inst Integrative Omics and Appl Biotech 3, 39-46.

Carrera-Solis B. 2009. Obtención de aislados de *Bacillus thuringiensis* berliner autóctonos de Cuba. Fitosanidad 13(2).

De la Cruz-Elizondo, Y., y Fontalvo-Buelvas J.C. 2019. Evaluación de la calidad del suelo de un huerto urbano en Xalapa, México. Suelos Ecuatoriales 49(1 y 2): 29-37

Leboffe M. J. y Pierce B. E. 2010. Estados Unidos de América: Microbiology Laboratory Theory y Application.

Germida J. J., Siciliano J., Freitas. R. y Seib A. M. 1998. Diversity of root-associated bacteria associated with field-grown canola (*Brassica napus* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.). FEMS Microbiology Ecology 26, 43-50

Habibi S. *et al*. 2014. Physiological and genetic characterization of rice nitrogen fixer PGPR isolated from rizosphere soils of different crops. Doi:10.1007/s11104-014-2035-7

Martínez-Hidalgo P. *et al*. 2021. Identification of Canola Roots Endophytic Bacteria and Analysis of Their Potential as Biofertilizers for Canola Crops with Special Emphasis on Sporulating Bacteria. doi.org/10.3390/agronomy11091796

Ramakrishna W., Yadav R. y Li K. 2019. Plant growth promoting bacteria in agriculture: Two sides of a coin. App. Doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.019

Schwartz A. *et al*. 2013. *Bacillus simplex* A Little Known PGPB with Anti-Fungal Activity Alters Pea Legume Root Architecture and Nodule Morphology When Coinoculated with *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae*. Doi.org/10.3390/agronomy3040595

Servin-Garcidueñas L. E. *et al*. 2014. Symbiont shift towards *Rhizobium* nodulation in a group of phylogenetically related *Phaseolus* species. Doi.org/10.1016/j.ympev.2014.06.006

Sharma V. *et al*. 2020. Molecular Basis of Root Nodule Symbiosis between *Bradyrhizobium* and 'Crack-Entry' Legume Groundnut (*Arachis hypogaea* L.). Doi.org/10.3390/plants9020276

Sgroy V. *et al*. 2009. Isolation and characterization of endophytic plant growth-promoting (PGPB) or stress homeostasis-regulating (PSHB) bacteria associated to the halophyte *Prosopis strombulifera*. Doi.org/10.1007/s00253-009-2116-3

Tocheva E. I. *et al*. 2013. Peptidoglycan transformations during Bacillus subtilis sporulation. Doi.org/10.1111/mmi.12201

Trivedi P. *et al*. 2020. Plant-microbiome interactions: from community assembly to plant health. Doi.org/10.1038/s41579-020-0412-1

Vidaver, A.K. and P.A. Lambrecht 2004. Las Bacterias como Patógenos Vegetales. Doi: 10.1094/PHI-I-2006-0601-01

Wilson, K. 2001. Preparation of Genomic DNA from Bacteria. Doi.org/10.1002/0471142727.mb0204s56

BALANCES MACRO-NUTRIMENTALES ORTONORMALES EN *Malus domestica* BORKH. VARIEDAD 'SMOOTHEE GOLDEN'

Fidel Blanco-Macías[1*], Ricardo David Valdez-Cepeda[1,2]; Miguel Márquez-Madrid[1]; Alfredo Lara-Herrera[3]

[1]Universidad Autónoma Chapingo, Centro Regional Universitario Centro-Norte, Cruz del Sur 100, Col. Constelación, El Orito, 98085 Zacatecas, Zacatecas, México.
[2]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Matemáticas, Paseo La Bufa, Calzada Solidaridad, 98060 Zacatecas, Zacatecas, México.
[3]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Agronomía, km. 15.5 Carretera Zacatecas-Guadalajara, 98183, Zacatecas, Zacatecas, México. *fiblama63@gmail.com

RESUMEN

Los balances nutrimentales se han convertido en la piedra angular del análisis de datos composicionales. Sin embargo, su uso en nutrición vegetal es limitado a pocos casos. En este trabajo se usaron balances ortonormales para demostrar que especímenes de manzano con rendimientos menores y mayores a 23.36 kg árbol^{-1} (n=108 y n=36, respectivamente) tienen composiciones (N, P, K) de follaje diferentes al considerar concentraciones cerradas, así como transformaciones log cociente centrado (clr) y log cociente isométrico (ilr). El análisis de datos composicionales del follaje de árboles de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden' sugiere que los rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} fueron caracterizados por una deficiencia de N y un exceso de K.

PALABRAS CLAVE: *Nitrógeno; Fósforo; Potasio; Diagrama ternario; Dendrograma de balances.*

INTRODUCCIÓN

El uso de métodos estadísticos estándares con cocientes o proporciones –e.g. nutrimentales– conllevan a resultados espurios y disparatados (Pawlowsky-Glahn *et al*., 2016). Los datos composicionales requieren una transformación apropiada para evitar sesgos cuando se analizan estadísticamente. Entonces, lo deseable puede ser el uso de técnicas que permitan la visualización y el análisis de balances nutrimentales en sub-espacios del ionoma de plantas. Esas herramientas están disponibles en el marco de trabajo del análisis de datos composicionales (Aitchison, 1994, Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011). Entre esas herramientas se identifica a las transformaciones log cocientes centrados y log cocientes isométricos, así como el análisis de componentes principales considerando dichas variables y los dendrogramas de balances ortonormales (Pawlowsky-Glahn *et al*., 2016). Por lo tanto, este trabajo tuvo como objetivo demostrar que especímenes de manzano con rendimientos menores y mayores a 23.36 kg árbol^{-1} tienen composiciones (N, P, K) de follaje (n=144) diferentes al considerar concentraciones cerradas, y transformaciones log cociente centrado (clr) y log cociente isométrico (ilr).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las composiciones corresponden a las concentraciones de N, P y K de muestras de follaje de manzano variedad 'Smoothee Golden' colectadas durante 9 años en una huerta en Rancho Nuevo, Zacatecas, México. Esas 144 composiciones nutrimentales (N, P y K) fueron cerradas al usar la constante 1000 g kg^{-1} (Aitchison, 1994; Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011) al considerar que el espacio muestral está definido por S^D, como sistema complejo.

$$S^D=C(c_1, c_2, c_3, \ldots, C_D)=[c_1K/\Sigma c_i, c_2K/\Sigma c_i, \ldots, c_DK/\Sigma c_i], \quad (1)$$

donde K es la unidad de escala de medición (e.g. 1000 g kg^{-1}) y c_i es el nutrimento de la composición que involucra D nutrimentos. Con las composiciones cerradas y centradas se hizo un análisis de componentes principales (ACP's) para elaborar un diagrama ternario.

Las transformaciones log cocientes centrados (clr) fueron realizadas de acuerdo a Pawlowsky-Glahn y Egozcue (2011).

$$clr_i=\ln(X_i/g(X), \quad (2)$$

donde X_i es la concentración del i_{th} nutrimento y g(X) es la media geométrica de los nutrimentos involucrados.

Con las variables clr se hizo otro ACP's para construir un bi-gráfico. Éste bi-gráfico soporta el diseño de balances ortogonales en terminos de log cocientes isométricos (ilr's) (Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011).

$$ilr_i=\sqrt{rs/r+s} \bullet \ln(G_N/G_D), \quad (3)$$

donde r y s son los números de nutrimentos en el numerador y el denominador, respectivamente; y G_N y G_D son las medias geométricas de los nutrimentos en el numerador y el denominador, respectivamente. Con las variables ilr o balances ortonormales se construyó un dendrograma (Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011; Pawlowsky-Glahn et al., 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diagrama ternario (Figura 1) sugiere que muchos de los árboles con rendimientos menores (n=108) tienden a acumular menos N que P, y más K que N + P en sus hojas en comparación con los árboles de rendimientos mayores (n=36) cuando el rendimiento de

referencia es 23.36 kg árbol^{-1}. Los bi-gráficos de covarianza de concentraciones centradas, es decir la descomposición de una matriz clr y una matriz ilr, permitieron que dos componentes principales explicaran el 100% de la varianza total de los datos (CP1, 82.85% y CP2, 17.15%). Estos bi-gráficos sugieren que los ilr's [N, P | K] y [N | P] pueden ser balances nutrimentales ortonormales importantes en el sub-espacio del ionoma de *Malus domestica* variedad 'Smoothee Golden'. Estos balances fueron representados en un dendrograma de balances jerárquicos diseñados de manera ortogonal.

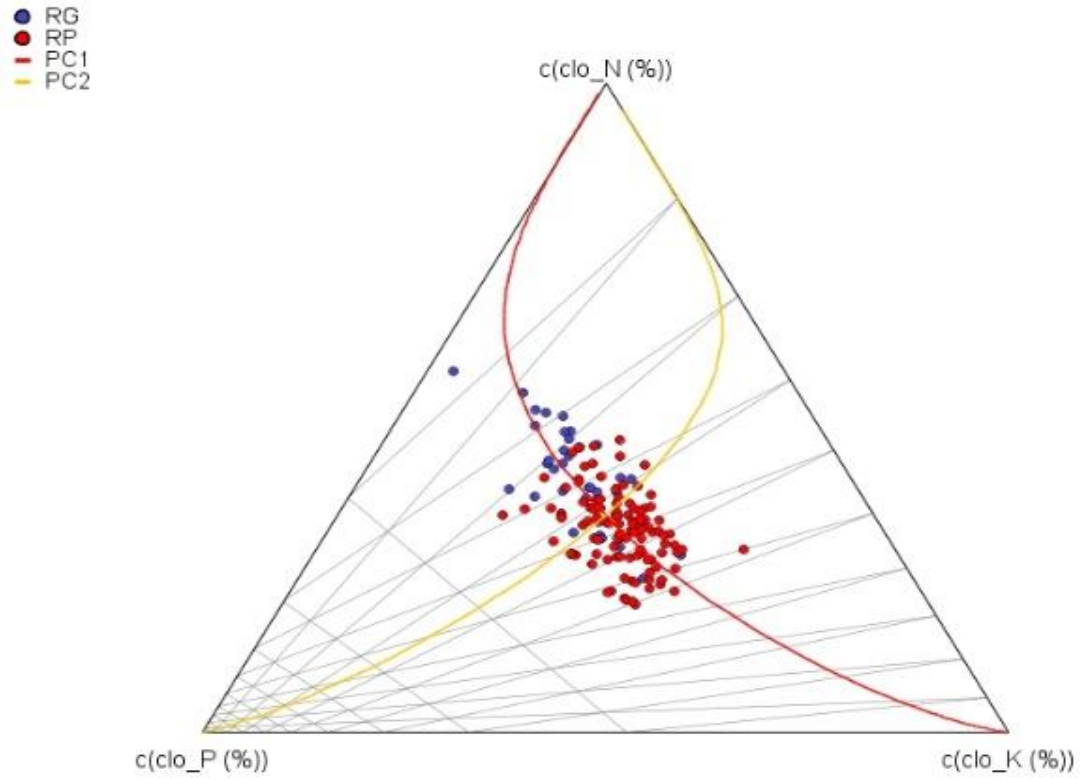


Figura 1. Diagrama ternario que representa a las composiciones cerradas (N, P, K) y centradas de 144 muestras de follaje de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden' cuya variación es explicada por dos componentes principales. Azul (●) y rojo (●) representan a rendimientos mayores y menores que 23.36 kg árbol^{-1}, respectivamente. –PC1 y –PC2) identifican a los componentes principales 1 y 2, respectivamente.

El dendrograma (Figura 2) indica que la mayoría de los árboles de rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} son caracterizados por una deficiencia de N y un posible consumo excesivo de K. Además, dicho dendrograma de balances ortonormales confirma de manera intuitiva los resultados evidenciados por el diagrama ternario. En el dendrograma, los diagramas de caja permiten evaluar la simetría de los balances tanto para el grupo de árboles

con rendimientos mayores como menores que el rendimiento de referencia. La longitud de las líneas verticales con colores es proporcional a la descomposición de la varianza por balance.

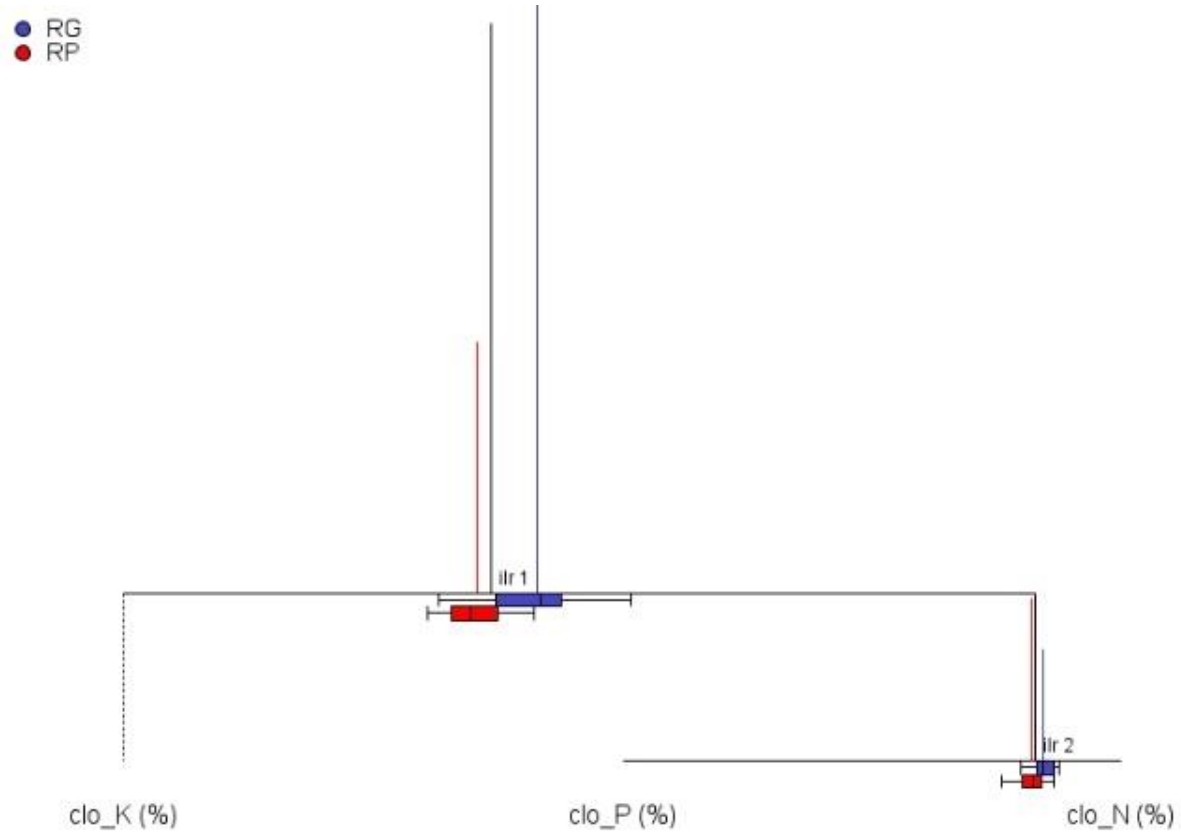


Figura 2. Dendrograma de los balances nutrimentales ortonormales ilr1 [N, P| K] e ilr2 [N|P] al involucrar 144 muestras de follaje de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden'. Azul (●) y rojo (●) representan a los balances correspondientes a rendimientos mayores y menores que 23.36 kg árbol^{-1}, respectivamente.

Al ilr1 [N, P|K] de los árboles con rendimiento mayor que 23.36 kg árbol^{-1} se asocia la variación mayor (línea vertical azul) como variable discriminante (distancia horizontal mayor entre las líneas verticales roja y azul); esto coincide en su papel como variable importante en la estructura del CP1 en el diagrama ternario. En general, estos resultados coinciden con los de Blanco-Macías *et al*. (2021) para la variedad 'Starkrimson'. Los resultados refuerzan la idea de incrementar la concentración de N en el follaje de muchos de los árboles de rendimiento menor que el de referencia.

El incremento de la concentración de N, como cambio necesario, para mejorar la situación nutrimental de los especímenes con rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} requiere

saber que sucedió en los árboles con rendimiento mayor al de referencia. Ello implica que los agrónomos especializados y los productores de manzana consideren resultados experimentales, así como conocimiento sobre interacciones nutrimentales en planta y suelo, entre otros aspectos para propiciar dicho cambio. En este caso, lo que sucedió es que el ilr1 [N, P|K] fue detectado como el más discriminante (resultados no mostrados) y, probablemente, ello se debe a una deficiencia de N (lo cual se corrobora al comparar las concentraciones de N de ambos grupos en la Figura 2). Entonces, el cambio necesario debe mejorar este balance en árboles con rendimientos menores al de referencia, pero sin alterar el otro, i.e. ilr2 [N|P] para no afectar al rendimiento. La mejora puede hacerse mediante fertilización nitrogenada como recomendación generada vía pruebas en campo o mediante la promoción de liberación de compuestos químicos en la raíz que reaccionen en el suelo para aumentar la disponibilidad de N y se mejore tanto la absorción de N como el desempeño de los árboles.

CONCLUSIONES

La representación, mediante técnicas de análisis de datos composicionales, del estado nutrimental de los árboles de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden' sugiere que los de rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} fueron caracterizados por una deficiencia de N y un exceso de K. Técnicas nuevas deben desarrollarse para realizar recomendaciones adecuadas de manera objetiva al cambio necesario con el fin de mejorar el estado nutrimental de los árboles diagnosticados con deficiencia de N.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación fue financiado parcialmente por el Instituto de Horticultura (Dirección General de Investigación y Posgrado) de la Universidad Autónoma Chapingo con la clave: 18044-C-66.

BIBLIOGRAFÍA

Aitchison, J. (1994). Principles of Compositional Data Analysis. *Lecture Notes-Monograph Series, 24*, 73-81. Retrieved July 15, 2021, from http://www.jstor.org/stable/4355794

Blanco-Macías, F., Valdez-Cepeda, R.D., Márquez-Madrid, M. & Lara-Herrera, A. (2021). Representación de la composición macro-nutrimental de *Malus domestica* Borkh. pp. 62-63. In: Memoria del IX Congreso Internacional y XXIII Congreso Nacional de Ciencias Agronómicas. Chapingo, Edo. México, México.

Pawlowsky-Glahn, V., & Egozcue, J.J. (2011). Exploring compositional data with the CoDa-dendrogram. *Austrian Journal of Statistics*, *40*(1&2), 103-113. https://doi.org/10.17713/ajs.v40i1&2.202

Pawlowsky-Glahn, V., Monreal-Pawlowsky, T., & Egozcue, J.J. (2016). Representation of Species Composition. In: Martín-Fernández, J., & Thió-Henestrosa, S. (Eds.). Compositional Data Analysis. CoDaWork 2015. *Springer Proceedings in Mathematics & Statistics, Vol. 187*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44811-4_11

DEFICIENCIA DE MACRONUTRIMENTOS EN PAPAYA (*Carica papaya L.*) BAJO CONDICIONES DE INVERNADERO

Berta Sofía Jáuregui-Paz[1]; Emilio Olivares-Sáenz[1]; Carlos Alberto Garza-Alonso[1]; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[1]; Rigoberto E. Vázquez-Alvarado[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Francisco Villa S/N col. Ex Hacienda el Canadá, General. Escobedo, Nuevo León, México. C.P. 66050. Tel. (81) 10459197
Email: berta.jaureguip@uanl.edu.mx

RESUMEN

La papaya (*Carica papaya L.*) es un cultivo mundialmente conocido por su fruta tanto por su sabor como por sus propiedades digestivas, siendo considerada como un producto de alto valor económico. Este cultivo es de origen tropical por lo que, considerando sus requerimientos edafoclimáticos, existe la posibilidad de cultivarlo en el estado de Nuevo León, México bajo condiciones de invernadero. La planta de papaya requiere de un suministro alto de nutrientes para su correcto desarrollo, principalmente Nitrógeno, Fósforo y Potasio, esto se debe a que generalmente muestra un desarrollo rápido y constante desde el momento de su germinación, por lo que el objetivo del trabajo es describir los síntomas de deficiencia de estos elementos. Para estudiar las deficiencias específicas de macronutrimentos en el cultivo de papaya variedad Maradol roja, se utilizó un sistema semihidroponico en conjunto con la técnica del elemento faltante, la cual permite analizar el efecto de la ausencia de algún elemento en específico. Las deficiencias fueron descritas por medio de los síntomas visuales característicos de cada elemento y las cartas Munsell.

PALABRAS CLAVE: *Hidroponía; maradol roja; nutrición vegetal.*

INTRODUCCIÓN

La papaya (*Carica papaya* L.) es un cultivo mundialmente conocido por su fruta, tanto por su sabor como por sus propiedades digestivas, siendo considerada como un producto de alto valor económico. En términos de producción, en el 2019 se reportaron 13.7 millones de toneladas de papaya en 460,000 ha alrededor del mundo (Salinas *et al*., 2021), donde México destaca como el tercer productor a nivel mundial.

La producción de papaya en el país satisface las necesidades de consumo nacional y de exportación, considerando que en México el consumo per cápita es de por lo menos 7.3 kilogramos anualmente (SADER, 2021), con un consumo nacional de 783.22 millones de toneladas. La variedad Maradol roja es la más preciada por los productores de México, donde se produce principalmente en Oaxaca, Chiapas, Colima y Veracruz.

El cultivo de la papaya es considerado como tropical por lo que es demandante de un clima con temperatura media ideal de los 22º a los 30º C, teniendo en cuenta que se adapta a condiciones de trópico y sub-trópico, pero también a condiciones sub-húmedas y semi-

húmedas, al igual requiere de una altura óptima entre los 0 y 600 msnm (Cruz, 2010) y de una humedad relativa entre 60 y 85 % (Salinas *et al.*, 2021).

En el estado de Nuevo León por su clima cálido sub-húmedo y templado sub-húmedo (INEGI, 2019), en conjunto con heladas frecuentes en los meses de diciembre y enero, el cultivo de papaya está restringido en campo abierto, sin embargo, es posible desarrollar este cultivo bajo condiciones de invernadero y de esta manera diversificar la producción agrícola en el Estado.

El cultivo de la papaya generalmente muestra un desarrollo rápido y constante desde el momento de su germinación, este viene acompañado de una floración precoz, la cual es continua y paralela al desarrollo de los frutos. El rápido crecimiento de la planta aunado a la producción temprana de flores y frutos hace que el cultivo requiera de un suministro alto de agua y de nutrientes para su correcto desarrollo, principalmente Nitrógeno, Fósforo y Potasio. La deficiencia de al menos uno de estos nutrimentos tiene efectos no deseables en la producción y rendimiento de la planta, por lo cual deben de detectarse lo antes posible (Jiménez *et al.*, 2014).

La detección de deficiencias nutricionales en los cultivos se puede hacer mediante varias técnicas, la más sencilla es mediante los síntomas característicos de deficiencia de cada elemento, también con un análisis foliar que representa un análisis cuantitativo de macro y micronutrimentos. Otra opción es mediante el color característico de las hojas medido a través de aparatos específicos para este propósito como el Índice de vegetación de diferencia normalizada o NDVI por sus siglas en ingles.

Para inducir deficiencias nutricionales se puede utilizar la técnica del elemento faltante, la cual permite analizar el efecto de la ausencia de algún elemento en específico. El método consiste en preparar una solución nutritiva completa sin agregar el elemento que se requiere analizar (Garza-Alonso, 2020).

El objetivo de la presente investigación fue identificar y caracterizar los síntomas causados por deficiencias nutrimentales en la variedad Maradol roja bajo condiciones de invernadero en el estado de Nuevo León y asociarlos con el color de las hojas medido a través de cartas Munsell definiendo como hipótesis que la planta de papaya variedad Maradol rojo presentará síntomas visuales específicos de deficiencia nutrimental ante la ausencia de Nitrogeno, Fosforo y Potasio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en las instalaciones del Centro de Agricultura Protegida de la Facultad de Agronomía de la UANL, el cual está ubicado en el Campus de Ciencias Agropecuarias en el municipio de General Escobedo, N.L., con una ubicación geográfica de 25° 47´ 07´´ latitud Norte, 100° 17´ 03´´ longitud Oeste, altitud de 479 msnm (INEGI, 2019).

El invernadero donde se realizó la investigación es de tipo gótico, con una superficie de 1,000 m^2, el cual es considerado de tecnología media-baja.

El material vegetal utilizado fueron 16 plantas de Maradol roja, las cuales fuerón regadas durante ocho semanas después del trasplante con una solución nutritiva preparada con el fertilizante 18-18-18 (N, P_2O_5, K_2O) con microelementos en dosis de 0.5 g L^{-1} y agua que contenía Ca, Mg y S (4.2, .80 y 1.65 meq L^{-1}, respectivamente), esto con el objetivo de que las

plantas se desarrollaran adecuadamente hasta que tuvieran una altura de entre 50 y 60 cm y un tamaño de hoja apropiado para detectar las deficiencias.

Para inducir deficiencias de cada elemento en las plantas, se utilizó la técnica del elemento faltante, la cual consiste en preparar soluciones nutritivas restando el elemento de interés y observar sus efectos. La solucion base se preparó utilizando la solución nutritiva propuesta por Hewitt (1966) (N, 168; P, 41; K, 156; Ca, 160; Mg, 36 y S, 48 ppm).

Los tratamientos evaluados fuerón:

T1-Solución Nutritiva Completa
T2-Solución Nutritiva sin Nitrógeno (-N)
T3-Solución Nutritiva sin Fósforo (-P)
T4-Solución Nutritiva sin Potasio (-K)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La duración de la inducción de deficiencias nutrimentales fue de 16 semanas, en las cuales, los distintos tratamientos mostraron deficiencias a lo largo del transcurso de las semanas, en las hojas y en otras partes de la planta.

Las plantas del tratamiento testigo, durante todas las semanas mostraron un color verde intenso similar al color 7.5 GY ¾ de las cartas de Munsell. Los demás tratamientos fueron manifestando los síntomas de deficiencias a lo largo de las semanas. Con respecto al tamaño de la hoja, en la Figura 1 se compara el tamaño de la hoja más recientemente madura del Testigo (tratamiento 1) con respecto al tratamiento -N, -P y -K respectivamente.

Deficiencia de Nitrógeno. La deficiencia de Nitrógeno se manifestó a partir de la segunda semana previa a la inducción, con una clorosis en hojas viejas similar al tono 2.5 GY 8/12 de las cartas Munsell (Figura 2a), que con las semanas se extendió a toda la planta. Otro síntoma observado fue un achaparramiento de la planta y desarrollo de hojas pequeñas, además de que no hubo presencia de frutos.

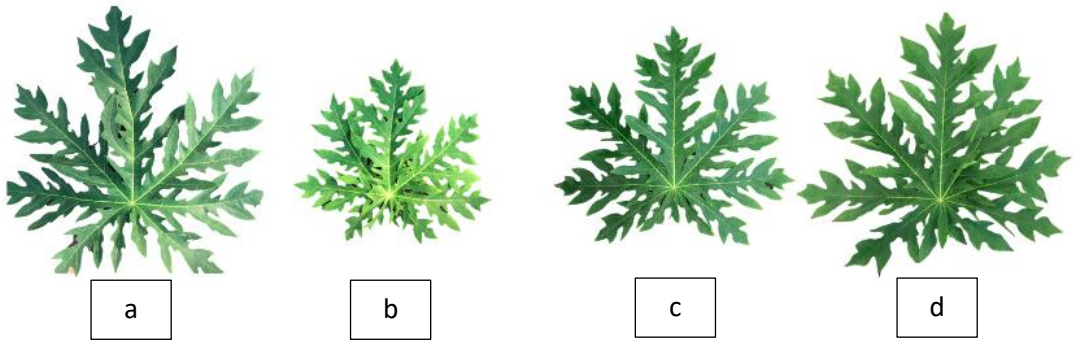


Figura 1. Referencia del tamaño de las hojas en la semana 16. a) Tratamiento 1 (Testigo), b) Tratamiento 2-sin Nitrógeno, c) Tratamiento 3-sin Fósforo, d) Tratamiento 4-sin Potasio.

Deficiencia de Fósforo. La deficiencia de Fósforo se manifestó en la semana 5 en las hojas viejas, se comenzaron a presentar bordes cloróticos que después se tornaban necróticos (Figura 2b) y las hojas tenían menor tamaño que el testigo y en general un tono más claro de verde (7.5 GY 4/4) con respecto al testigo. Los frutos se toraban amarillentos y posteriormente fueron abortados.

Deficiencia de Potasio. La deficiencia de Potasio se manifestó en la semana 5, con un amarillamiento en los bordes de las hojas más viejas y posteriormente las hojas se marchitaron completamente de manera acelerada (Figura 2c). Las hojas en general tenían un tono verde similar a 7.5 GY 5/4, siendo aún más claro que el tratamiento -P. Además, en todas las repeticiones se pudieron observar frutos claramente deformes.

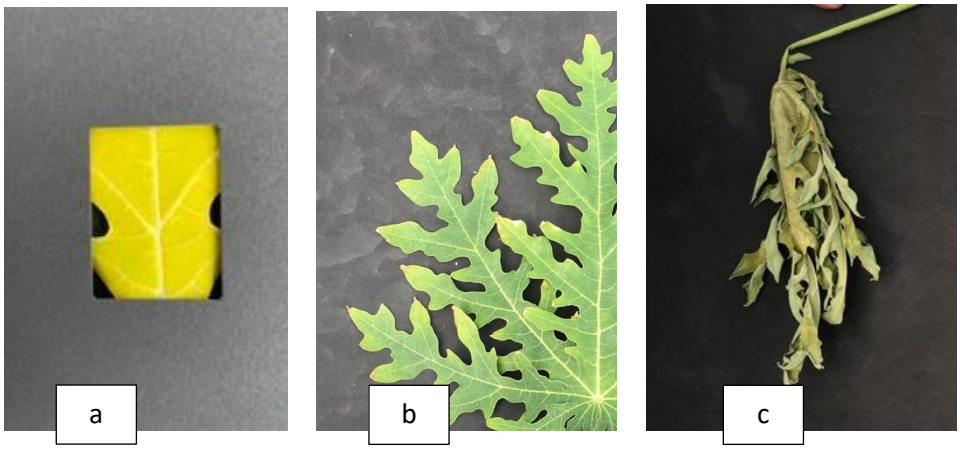


Figura 2. Síntomas de deficiencias visuales en papaya. a) Clorosis en hoja vieja del Tratamiento 2-sin Nitrogeno, c) Puntas y bordes cloroticos en hoja vieja del Tratamiento 3-sin Fóforo, d) Hoja seca del Tratamiento 4-sin Potasio.

Los síntomas de deficiencia concuerdan con diversos estudios en otros cultivos, como en Higo (Garza-Alonso *et al*., 2019) y en Pepino (Campos *et al.,* 2021), donde las deficiencias se detectaron con síntomas parecidos a los que se observaron en la papaya. Ambos autores describen la deficiencia de Nitrógeno como la primera en presentarse con clorosis en las hojas viejas, que, con el paso de las semanas, la clorosis también apareció en el resto de las hojas, además de un decremento en el crecimiento de la planta.

La deficiencia de Fósforo en Papaya no presentó algún tono púrpura como en el caso del Pepino en el estudio realizado por Campo et al. (2021), sin embargo, tanto en pepino como en higo un síntoma fue la clorosis, en papaya inició en las puntas, seguido de los bordes a diferencia de la planta de higo donde inició en el centro de la hoja.

Los síntomas de deficiencia de Potasio coinciden con la planta de pepino y de higo, iniciando la clorosis en los bordes de las hojas viejas, seguida de necrosis.

CONCLUSIONES

Las deficiencias de macronutrimentos (N, P, K) en el cultivo de papaya variedad Maradol roja se manifiestan a partir de la semana 2 y es diferente para cada elemento, logrando caracterizar dichas deficiencias hasta la semana 17 por medio de las cartas Munsell.

BIBLIOGRAFÍA

Campos, C., Teixeira, G., Prado, R., Caione, G., da Silva Júnior, G., David, C & Teodoro, P. (2021). Macronutrient deficiency in cucumber plants: impacts in nutrition, growth, and symptoms. Journal of Plant Nutrition, 44(17), 2609-2626.

Cruz, S. (2010). Producción de papaya (*Carica Papaya* L.) en México estudio de caso: Estado Chiapas. Universidad Autonoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, México.

Garza-Alonso, C., Olivares-Sáenz, E., Gutiérrez-Díez, A., Vázquez-Alvarado, R., & López-Jiménez, A. (2019). Visual symptoms, vegetative growth, and mineral concentration in fig tree (*Ficus carica* L.) under macronutrient deficiencies. Agronomy, 9(12), 787.

Garza-Alonso, C. (2020). Deficiencias de macronutrientes en higuera (*Fiucs carica* L.) bajo condiciones de invernadero. Universidad Autónoma de Nuevo León. General Escobedo, Nuevo León, México.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2019). Mapa Digital de México V6.3 Recuperado de: http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?coordinates=

Jiménez, V., Mora-Newcomer, E. y Gutiérrez-Soto, M. (2014). Biology of the Papaya Plant. In Ming R. y Moore P. H. (Ed.) Genetics and Genomics of papaya (pp 17-33). San Pedro, Costa Rica.

Salinas, I., Hueso, J.J. y Cuevas, J. (2021) Active Control of Greenhouse Climate Enhances Papaya Growth and Yield at an Affordable Cost. Agronomy 11, 378.

Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER). (2021). Papaya una fruta llena de sabor y valor económico. Recuperado de https://www.gob.mx/agricultura/articulos/papaya-una-fruta-llena-de-sabor-y-valor-economico?idiom=es

EXCESOS DE ZINC Y BALANCES ORTONORMALES EN *Malus domestica* BORKH. VARIEDAD 'SMOOTHEE GOLDEN'

Ricardo David Valdez-Cepeda [1,2*]; Fidel Blanco-Macías [1]; Miguel Márquez-Madrid[1]; Alfredo Lara-Herrera[3]

[1]Universidad Autónoma Chapingo, Centro Regional Universitario Centro-Norte, Cruz del Sur 100, Col. Constelación, El Orito, 98085 Zacatecas, Zacatecas, México.
[2]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Matemáticas, Paseo La Bufa, Calzada Solidaridad, 98060 Zacatecas, Zacatecas, México.
[3]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Agronomía, km. 15.5 Carretera Zacatecas-Guadalajara, 98183, Zacatecas, Zacatecas, México.
*vacrida@hotmail.com

RESUMEN

Los balances nutrimentales se han convertido en la piedra angular del análisis de datos composicionales. Sin embargo, su uso en nutrición vegetal es limitado a pocos casos. En este trabajo se usaron balances ortonormales para demostrar que especímenes de manzano con rendimientos menores y mayores a 23.36 kg árbol^{-1} (n=108 y n=36, respectivamente) tienen composiciones (Fe, Cu, Zn) de follaje diferentes al considerar concentraciones cerradas, así como transformaciones log cociente centrado (clr) y log cociente isométrico (ilr). El análisis de datos composicionales del follaje de árboles de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden' sugiere que los rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} fueron caracterizados por un exceso de Zn.

PALABRAS CLAVE: *Dendrograma de balances; Cu; Fe; Micro-nutrimentos; Zn.*

INTRODUCCIÓN

El uso de métodos estadísticos estándares con cocientes o proporciones –e.g. nutrimentales– conllevan a resultados espurios y disparatados (Pawlowsky-Glahn *et al*., 2016). Los datos composicionales requieren una transformación apropiada para evitar sesgos cuando se analizan estadísticamente. Entonces, lo deseable puede ser el uso de técnicas que permitan la visualización y el análisis de balances nutrimentales en sub-espacios del ionona de plantas. Esas herramientas están disponibles en el marco de trabajo del análisis de datos composicionales (Aitchison, 1994, Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011). Entre esas herramientas se identifica a las transformaciones log cocientes centrados y log cocientes isométricos, así como el análisis de componentes principales considerando dichas variables y los dendrogramas de balances ortonormales (Pawlowsky-Glahn *et al*., 2016). Por lo tanto, este trabajo tuvo como objetivo demostrar que especímenes de manzano con rendimientos menores y mayores a 23.36 kg árbol^{-1} tienen composiciones (Fe, Cu, Zn) de follaje (n=144) diferentes al considerar concentraciones cerradas, y transformaciones log cociente centrado (clr) y log cociente isométrico (ilr).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las composiciones corresponden a las concentraciones de Fe, Cu y Zn de muestras de follaje de manzano variedad 'Smoothee Golden' colectadas durante 9 años en una huerta en Rancho Nuevo, Zacatecas, México. Esas 144 composiciones nutrimentales (Fe, Cu y Zn) fueron cerradas al usar la constante 1000000 ppm (Aitchison, 1994; Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011) al considerar que el espacio muestral está definido por S^D, como sistema complejo.

$$S^D=C(c_1, c_2, c_3, \ldots, C_D)=[c_1K/\Sigma c_i, c_2K/\Sigma c_i, \ldots, c_DK/\Sigma c_i], \quad (1)$$

donde K es la unidad de escala de medición (e.g. 1000000 ppm y 1000 g kg^{-1}) y c_i es el nutrimento de la composición que involucra D nutrimentos. Con las composiciones cerradas y centradas se hizo un análisis de componentes principales (ACP's) para elaborar un diagrama ternario. Las transformaciones log cocientes centrados (clr) fueron realizadas de acuerdo a Pawlowsky-Glahn y Egozcue (2011).

$$clr_i=\ln(X_i/g(X), \quad (2)$$

donde X_i es la concentración del i_{th} nutrimento y g(X) es la media geométrica de los nutrimentos involucrados. Con las variables clr se hizo otro ACP's para construir un bi-gráfico. Éste bi-gráfico soporta el diseño de balances ortogonales en terminos de log cocientes isométricos (ilr's) (Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011).

$$ilr_i=\sqrt{rs/r+s} \bullet \ln(G_N/G_D), \quad (3)$$

donde r y s son los números de nutrimentos en el numerador y el denominador, respectivamente; y G_N y G_D son las medias geométricas de los nutrimentos en el numerador y el denominador, respectivamente. Con las variables ilr o balances ortonormales se construyó un dendrograma (Pawlowsky-Glahn y Egozcue, 2011; Pawlowsky-Glahn et al., 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diagrama ternario (Figura 1) sugiere que muchos de los árboles con rendimientos menores (n=108) tienden a acumular menos Cu que Fe, y más Fe + Cu que Zn en sus hojas en comparación con los árboles de rendimientos mayores (n=36) cuando el rendimiento de referencia es 23.36 kg $Árbol^{-1}$. Los bi-gráficos de covarianza de concentraciones centradas, es decir la descomposición de una matriz clr y una matriz ilr, permitieron que dos componentes principales explicaran el 100% de la varianza total de los datos (CP1, 80.76% y CP2, 19.24%). Estos bi-gráficos sugieren que los ilr's [Zn, Fe|Cu] y [Fe|Cu] pueden ser balances nutrimentales ortonormales importantes en el sub-espacio del ionoma de *Malus domestica* variedad 'Smoothee Golden'.

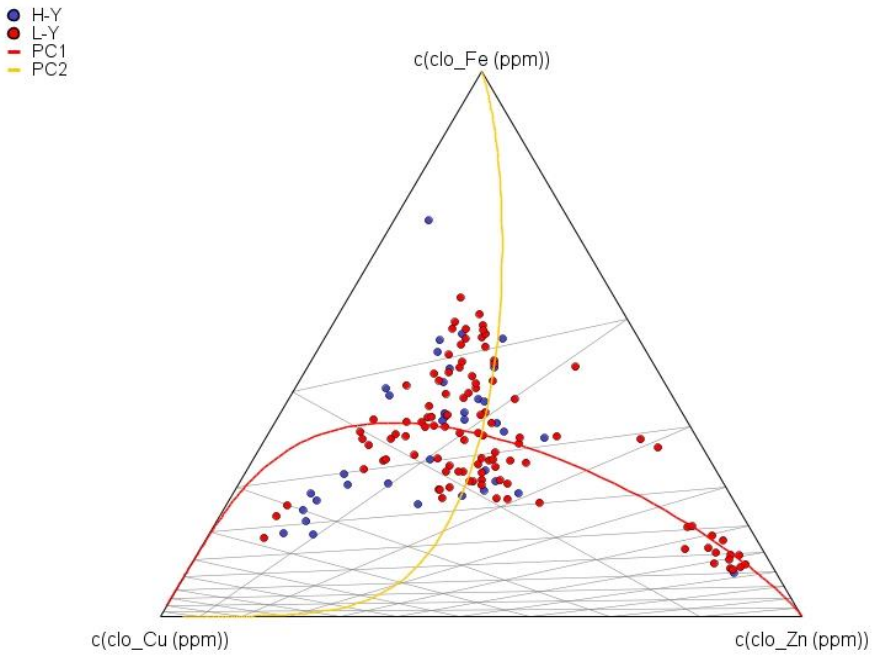


Figura 1. Diagrama ternario que representa a las composiciones cerradas (Fe, Cu, Zn) y centradas de 144 muestras de follaje de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden' cuya variación es explicada por dos componentes principales. Azul (●) y rojo (●) representan a rendimientos mayores y menores que 23.36 kg árbol^{-1}, respectivamente. –PC1 y –PC2) identifican a los componentes principales 1 y 2, respectivamente.

En el dendrograma de balances jerárquicos diseñados de manera ortogonal (Figura 2), los diagramas de caja permiten evaluar la simetría de los balances para los grupos de árboles con rendimientos tanto mayores como menores que el rendimiento de referencia. La longitud de las líneas verticales con colores es proporcional a la descomposición de la varianza por balance. Al irl [Zn, Fe|Cu] de los árboles con rendimiento mayor que 23.36 kg árbol^{-1} se asocia la variación mayor (línea vertical roja) como variable discriminante (distancia horizontal mayor entre las líneas verticales roja y azul); esto coincide en su papel como variable importante en la estructura del CP1 en el diagrama ternario. También, el irl[Fe|Cu] sugiere que los árboles con rendimiento mayores que 23.36 kg árbol^{-1} concentraron más Fe que Cu en su follaje. El dendrograma confirma de manera intuitiva los resultados evidenciados por el diagrama ternario.

Los resultados indican que la mayoría de los árboles de rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} son caracterizados por un posible consumo excesivo de Zn. Debido al exceso de Zn, los árboles pudieron haber reducido la actividad de la anhidrasa carbónica (Shuma, 2000) y, por lo tanto, el rendimiento. Entonces, los resultados refuerzan la idea de reducir la concentración de Zn en el follaje de muchos de los árboles de rendimiento menor que el de referencia.

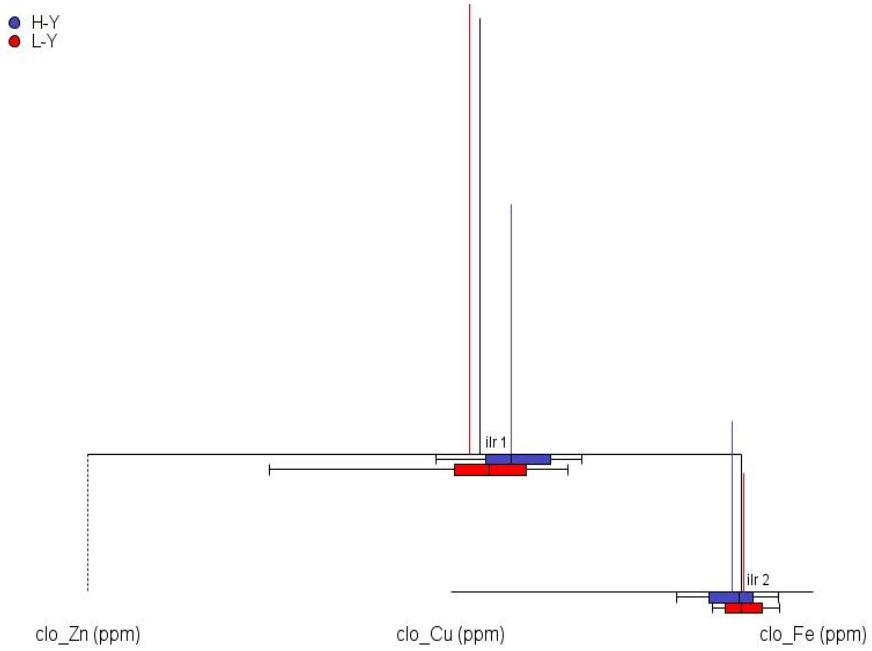


Figura 2. Dendrograma de los balances nutrimentales ortonormales ilr1 [Zn, Fe | Cu] e ilr2 [Fe | Cu] al involucrar 144 muestras de follaje de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden'. Azul (●) y rojo (●) representan a los balances correspondientes a rendimientos mayores y menores que 23.36 kg árbol^{-1}, respectivamente.

Los excesos posibles de Zn (versus Fe+Cu) o bien de Fe (versus Cu) en el follaje de árboles de manzano variedad 'Smoothee Golden' con rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} conlleva a retomar la hipótesis que el Zn interactúa con el uso del Fe en las hojas para síntesis de clorofila; esta hipótesis fue consignada por Fageria (2001). En este contexto, algunas evidencias indican que aplicaciones de Fe como sulfato al follaje reducen la absorción de Zn (e.g. Ghamesi-Fasaei y Ronaghi, 2008).

El decremento de la concentración de Zn, como cambio necesario, para mejorar la situación nutrimental de los especímenes con rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} requiere saber que sucedió en los árboles con rendimiento mayor al de referencia. Ello implica que los agrónomos especializados y los productores de manzana consideren resultados experimentales, así como conocimiento sobre interacciones nutrimentales en planta y suelo, entre otros aspectos para propiciar dicho cambio. En este caso, lo que sucedió es que el ilr [Zn, Fe | Cu] fue detectado como el más discriminante (resultados no mostrados) y, probablemente, ello se debe a un exceso de Zn (lo cual se corrobora al comparar las concentraciones de Zn de ambos grupos en la Figura 2). Entonces, el cambio necesario debe mejorar este balance en árboles con rendimientos menores al de referencia, pero sin alterar el otro, i.e. ilr [Fe | Cu] para no afectar al rendimiento. La mejora puede hacerse mediante fertilización con quelatos como recomendación generada via pruebas en campo o mediante la promoción de liberación de compuestos químicos en la raíz que reaccionen en el suelo para aumentar la disponibilidad de Fe y Cu de manera balanceada y mejorando tanto la absorción de ambos micro-nutrimentos como el desempeño de los árboles.

CONCLUSIONES

La representación, mediante técnicas de análisis de datos composicionales, del estado nutrimental de los árboles de *Malus domestica* Borkh. variedad 'Smoothee Golden' sugiere que los de rendimientos menores que 23.36 kg árbol^{-1} fueron caracterizados por un exceso de Zn. Entonces, técnicas nuevas deben desarrollarse para realizar recomendaciones adecuadas de manera objetiva al cambio necesario con el fin de mejorar el estado nutrimental de los árboles diagnosticados con exceso de Zn.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación fue financiado parcialmente por el Instituto de Horticultura (Dirección General de Investigación y Posgrado) de la Universidad Autónoma Chapingo con la clave: 18044-C-66.

BIBLIOGRAFÍA

Aitchison, J. (1994). Principles of Compositional Data Analysis. *Lecture Notes-Monograph Series, 24*, 73-81. Retrieved July 15, 2021, from http://www.jstor.org/stable/4355794

Fageria, V.D. (2001). Nutrient interactions in crop plants. *J. Plant Nutr. 24*(8), 1269-1290. http://dx.doi.org/10.1081/PLN-100106981

Ghamesi-Fasaei, R., & Ronaghi, A. (2008). Interaction of iron with copper, zinc and manganese in wheat as affected by iron and manganese in a calcareous soil. *J. Plant Nutr. 31*(5), 839-848. http://dx.doi.org/10.1080/01904160802043148

Pawlowsky-Glahn, V., & Egozcue, J.J. (2011). Exploring compositional data with the CoDa-dendrogram. *Austrian Journal of Statistics*, *40*(1&2), 103-113. https://doi.org/10.17713/ajs.v40i1&2.202

Pawlowsky-Glahn, V., Monreal-Pawlowsky, T., & Egozcue, J.J. (2016). Representation of Species Composition. In: Martín-Fernández, J., & Thió-Henestrosa, S. (Eds.). Compositional Data Analysis. CoDaWork 2015. *Springer Proceedings in Mathematics & Statistics, Vol. 187*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44811-4_11

Shuman, L.M. (2000). Mineral Nutrition. pp. 65-109. In: Wilkinson, R.E. (Ed.). *Plant-Environment Interactions.* Marcel Dekker, Inc. New York, USA. https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780824746568-6/mineral-nutrition-larry-shuman

FERTILIZACIÓN FOLIAR CON NANOMOLIBDENO COMO ESTRATEGIA PARA INCREMENTAR LA EFICIENCIA DEL NITRÓGENO EN FRIJOL EJOTERO

Ezequiel Muñoz-Márquez[1]; Esteban Sánchez-Chávez[1]*; Juan Manuel Soto-Parra[2]; Ramona Pérez-Leal[2]; Rosa María Yañez-Muñoz[2]; Linda Citlalli Noperi-Mosqueda[2]

[1]Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., Av. 4 Sur 3820, Fracc. Vencedores del desierto, CP: 33089, Cd. Delicias, Chihuahua, México *Autor de correspondencia: esteban@ciad.mx.
[2]Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Av. Pascual Orozco s/n, Campus 1, Santo Niño Chihuahua, Chihuahua, México.

RESUMEN

La baja eficiencia de los fertilizantes más comúnmente aplicados nos obliga a buscar nuevas tecnologías para desarrollar productos que resuelvan los problemas nutricionales de los cultivos, unos de estos productos son los nanofertilizantes. Por lo que el objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto asociado al uso de Nanomolibdeno (NanoMo) foliar combinado con la fertilización de NH_4NO_3 edáfico, así como evaluar la asimilación de N, biomasa total y productividad, en frijol ejotero. Las plantas de frijol se cultivaron en un invernadero con malla antiáfidos, y se regaron con solución nutritiva. Se aplicaron tres fuentes de Mo (Nano fertilizante, Quelato de Mo y Molibdato de Na) en cuatro dosis 0, 5, 10 y 20 ppm, complementado con la aplicación de cuatro dosis de NH_4NO_3 (0, 3, 6 y 12 mM). Los resultados obtenidos indican que la mayor acumulación de biomasa y rendimiento se obtuvieron con la aplicación de NanoMo, con incrementos en biomasa de 24.31% y de 36.39% más en rendimiento respecto del Quelato y Molibdato. Finalmente, se concluye que la fertilización con NanoMo aumenta la eficiencia de uso del N, y permite reducir las aplicaciones desmedidas de N, sin afectar la productividad del frijol ejotero.

PALABRAS CLAVE: *Fertilización; micronutrientes; nanofertilizantes; Phaseolus vulgaris L.*

INTRODUCCIÓN

La fertilización nitrogenada es fundamental porque influye directamente en el crecimiento y desarrollo de las plantas, ya que el Nitrógeno (N) es el macronutriente demandado en mayor cantidad. Entre sus funciones principales está la formación de clorofila, amino ácidos y proteínas (Buchanan *et al*., 2015); además, es determinante para el establecimiento del área foliar del cultivo de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), que es vital para la captación de luz y la productividad (Hasaan *et al*., 2020). Es importante mencionar, que el Molibdeno (Mo) es un micronutriente esencial y constituyente de la enzima Nitrato Reductasa, responsable de la fijación del N. Se debe resaltar que, aunque el suelo presente altas concentraciones de N su asimilación se ve limitada por la disponibilidad del Mo (Santos *et al*., 2019).

En este contexto y teniendo en cuenta la baja eficiencia de los fertilizantes tradicionales; se ha buscado en la nanotecnología una alternativa como los nanofertilizantes, que den

solución a la demanda creciente de fertilizantes, para incrementar la calidad y productividad de los cultivos (Chhipa, 2017). El uso de nanofertilizantes induce un incremento en su eficiencia, reduce la aplicación excesiva y sus potenciales efectos tóxicos (Naderi y Danesh-Shahraki, 2013). Una particularidad sobresaliente de los nanofertilizantes es su gran área de contacto del ion nutriente y una liberación más eficaz a comparación de los fertilizantes habituales (Subramanian *et al.,* 2015). Por lo que el objetivo de la investigación fue evaluar la eficiencia de uso de NanoMo foliar combinado con fertilización edáfica de Nitrato de amonio (NH4NO3) además de evaluar su asimilación de nitrógeno, biomasa total y producción en frijol ejotero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y manejo del cultivo. El desarrollo del cultivo fue en un invernadero experimental ubicado en Lázaro Cárdenas, Meoqui, Chihuahua, México. Las plantas de frijol cv. Strike se trasplantaron a bolsas de polietileno 12 días después de su germinación, utilizando vermiculita y perlita (2:1) como sustrato. Se aplicó una solución nutritiva completa durante 20 días a partir de la germinación de las plantas según Hoagland y Arnon (1950), y de acuerdo a lo propuesto por Sánchez *et al*. (2006) para frijol ejotero. Después de 20 días, los tratamientos de N se aplicaron cada tercer día hasta cosecha.

Diseño experimental y tratamientos. Se estableció un diseño experimental con arreglo de parcelas divididas en un diseño completamente al azar con cuatro repeticiones. Las fuentes de Mo (Parcelas) BROADACRE (Nanofertilizante), GRO BoMo (Quelato) y Molibdato de Na, las dosis de N: 0, 3, 6 y 12 mM (Sub-parcelas), y las dosis de Mo: 0, 5, 10 y 20 ppm (Sub sub-parcelas). Los tratamientos se aplicaron cada siete días a partir de la aparición de las hojas verdaderas.

Muestreo y recolección de plantas. Dos meses después de la germinación (madurez fisiológica), las platas se separaron en sus diferentes órganos. Con el material en fresco, se determinó la actividad Nitrato Reductasa (Jaworski, 1961; Ponce-García *et al*., 2019), pigmentos fotosintéticos (Wellburn, 1994; Sánchez *et al*., 2006) y rendimiento; mientras que el material seco se utilizó para determinar la biomasa en peso seco. Se utilizaron cuatro repeticiones para las variables evaluadas.

Análisis vegetal (Biomasa y Rendimiento). Una vez descontaminadas las muestras, se pusieron en un horno a 70 °C monitoreadas hasta su total desecación. La biomasa total se calculó en base al peso seco expresado en gramos (g). El rendimiento se obtuvo con el peso fresco de los frutos expresado en gramos por planta (g planta^{-1}) (Ponce-García *et al*., 2019).

Análisis estadístico. Los datos fueron sujetos a un análisis de varianza y una prueba de separación de medias (Tukey, 95%) para determinar la diferencia entre las medias (SAS, 2007). Los niveles de significancia de las pruebas se expresaron como: * p <0.05, ** p <0.01, *** p <0.001 y *NS* (No Significativo).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto de las fuentes de Mo sobre la biomasa y el rendimiento. La fertilización foliar de nutrientes es una herramienta eficaz para el manejo sostenible y la productividad de los

cultivos (Fernández *et al*., 2015). En el presente estudio, la aplicación de NanoMo influyó directamente en la biomasa del frijol ejotero (Figura 1).

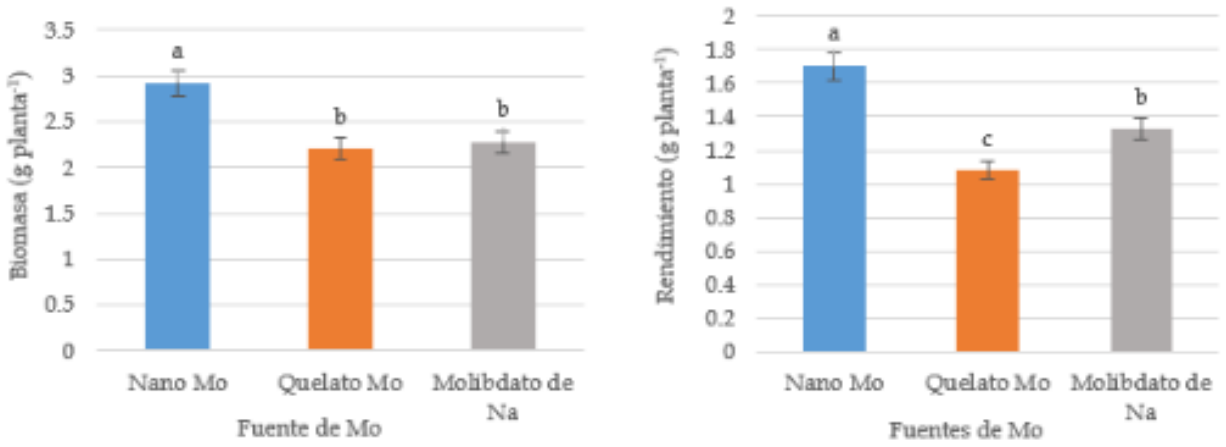


Figura 1. Efecto de la aplicación foliar de Mo sobre la biomasa total y el rendimiento en frijol ejotero cv Strike.

El efecto de la aplicación de NanoMo, incrementó la producción de biomasa total en 21.96% y 24.31% respecto al Molibdato de Na y Quelato de Mo respectivamente. De acuerdo a los resultados obtenidos, el NanoMo logró activar de manera más eficiente el metabolismo encargado de la asimilación del N. Esto supone que el Mo quedó mayormente disponible en los tejidos de la planta para ser incorporado en las enzimas encargadas de la asimilación del N, lo que permitió un mayor desarrollo del área foliar. En estudios realizados en plantas de arroz, Benzon *et al*., 2015, mencionan que la aplicación de nanofertilizantes promovió el incremento de materia seca de las plantas, atribuyendo el resultado a la buena disponibilidad del nutriente, que es una característica distintiva de los nanofertilizantes.

De igual forma, la aplicación foliar de NanoMo tuvo una influencia significativa sobre el rendimiento (Figura 1). El nanofertilizante incrementó la productividad respecto al Quelato en 36.39%, y de 21.66% más sobre el Molibdato de Na. Es preciso destacar que el rendimiento está estrechamente ligado a la biomasa de la planta, es por esta razón que la aplicación de Mo estructuralmente relacionado al metabolismo enzimático del N, afecta de forma similar a estas dos variables (Arenas-Julio *et al*., 2021). Con la aplicación del nanofertilizante, se tuvo cantidad suficiente de Mo disponible para asimilar el N y metabolizarlo para lograr el buen desarrollo y producción del fruto (Snyder, 2017).

Actividad de la enzima Nitrato Reductasa (NR) "in vivo". La enzima NR es una molibdoenzima que actúa en el metabolismo nitrogenado, y que es encargada de catalizar la reducción del nitrato (NO_3^-) a nitrito (NO_2^-) (Wencomo-Cárdenas, 2019); es la enzima limitante en la tasa de asimilación de N y juega un papel fundamental en el crecimiento y desarrollo de las plantas (Hernández-Cruz *et al*., 2015).

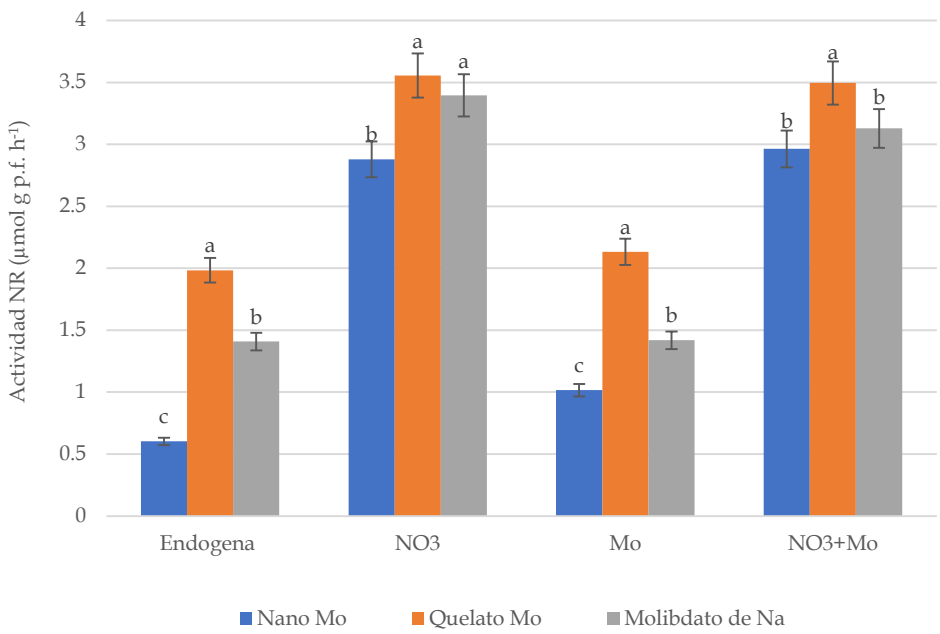


Figura 2. Efecto de la aplicación foliar de Mo sobre la actividad de la enzima Nitrato Reductasa "in vivo" en frijol ejotero cv Strike.

En el presente estudio, la enzima tuvo mayor actividad en los tratamientos Quelato de Mo y Molibdato de Na (Figura 2). Al analizar más detenidamente estos resultados y en comparación con la biomasa y el rendimiento; se puede apreciar que el Quelato y Molibdato tuvieron menor producción, lo que puede suponer una sobreacumulación de nitrato al haber una menor eficiencia de asimilación. Por el contrario, en el tratamiento con NanoMo la actividad de la enzima fue menor, suponiendo una mayor eficiencia de translocación lo que derivó en mayores rendimientos de biomasa y producción de fruto.

Pigmentos fotosintéticos. La importancia de los pigmentos fotosintéticos radica en la captación de luz, y que se pueda llevar a cabo el proceso de la fotosíntesis. Una baja concentración de pigmentos fotosintéticos es indicativo de una inadecuada fertilización, en especial la nitrogenada (Sánchez *et al*., 2018).

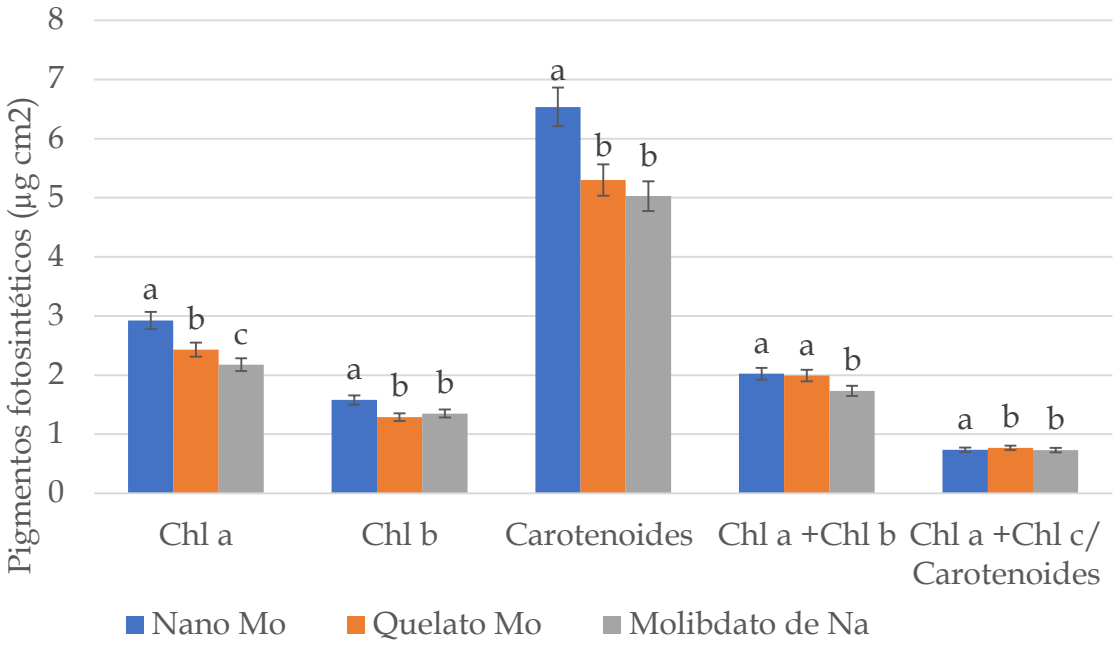


Figura 3. Efecto de la aplicación foliar de Mo sobre la concentración de pigmentos fotosintéticos en frijol ejotero cv Strike.

CONCLUSIONES

Se concluye que la aplicación foliar de NanoMo es una estrategia innovadora que incrementó la Eficiencia de Uso del Nitrógeno, al dejar el Mo mayormente disponible en los tejidos de la planta para ser utilizado en la asimilación eficiente del N, lo que permite reducir las aplicaciones desmedidas de este nutriente, sin afectar la productividad del cultivo del frijol ejotero.

BIBLIOGRAFÍA

Buchanan, B.B., Gruissem, W., Jones, R.L. 2015. Biochemistry and molecular biology of plants. John Wiley and Sons. Hoboken, NJ, USA. ISBN: 978-0-470-71421-8.

Chhipa, H. Nanofertilizers and nanopesticides for agriculture. Environmental chemistry letters, 2017, 15(1), 15-22.

Sánchez, E., Ruiz, J.M., Romero, L., Preciado-Rangel, P., Flores-Córdova, M.A., Márquez-Quiroz, C. 2018. Are photosynthetic pigments good indicators of the nitrogen-phosphorus- potassium nutritional state in beans?. Ecosist. Recur. Agropec. 5(15), 387-398.

Hasaan, A.E., Said, M.G., Alaa, H.R., Radi, S.K. 2020. Effects of Different Nitrogen Fertilization Rates and Foliar Application of Humic Acid, Fulvic Acid and Tryptophan on Growth, Productivity and Chemical Composition of Common Bean Plants (*Phaseolus vulgaris* L.) Alexandria science exchange journal, 41(2):191-204.

Hernández-Cruz, A.E., Sánchez, E., Preciado-Rangel, P., García-Bañuelos, M.L., Palomo-Gil, A., Espinoza-Banda, A. 2015. Nitrate reductase activity, biomass, yield, and quality in cotton in response to nitrogen fertilization. Phyton, 84(2), 454-460.

Hoagland D. R., Arnon D. I. 1950. The water culture method for growing plants without soil. California agricultural experiment station, University of California, Berkeley, CA. 347.

Jaworski, E.G. 1971. Nitrate reductase assay in intact plant tissues. Biochem. Biophys. Res. Commun., 43, 1274-1279.

Naderi, M.R.; Danesh-Shahraki, A. 2013. Nanofertilizers and their roles in sustainable agriculture. International Journal of Agriculture and Crop Sciences, 5(19), 22-29.

Ponce-García, C.O., Soto-Parra, J.M., Sánchez, E., Muñoz-Márquez, E., Piña-Ramírez, F.J., Flores-Córdova, M.A., Pérez-Leal, R., Yáñez-Muñoz, R.M. 2019. Efficiency of Nanoparticle, Sulfate, and Zinc-Chelate Use on Biomass, Yield, and Nitrogen Assimilation in Green Beans. *Agronomy, 9*(3), 128.

Sánchez, E., Romero, L., Ruíz, J. M. 2006. Caracterización del estado nutricional y fisiológico en plantas de judía (*Phaseolus vulgaris* L. cv. Strike) sometidas a un estrés por nitrógeno. Editorial de la Universidad de Granada, Granada, España. 86-98 p.

Subramanian, K.S., Manikandan, A., Thirunavukkarasu, M., Rahale, C.S. 2015. Nano-fertilizers for balanced crop nutrition. In Nanotechnologies in food and agriculture Springer, Cham., pp. 69-80.

Torres-Netto, A., Campostrini, E., Goncalves de Oliveira, J., Bressan-Smith, R.E. 2005. Photosynthetic pigments, nitrogen, chlorophyll a flurorescence and SPAD-502 readings in coffee leaves. Scientia Horticulturae 104, 199-209.

Wencomo-Cárdenas, H.B. 2019. Actividad de la enzima nitrato reductasa en plántulas de *Jatropha curcas* L. bajo diferentes porcentajes de sombra. Pastos y Forrajes, 42(4), 268-276.

FERTILIZACIÓN FOLIAR ORGÁNICA EN CHILE HABANERO

Elia Cruz-Crespo*[1]; Álvaro Can-Chulim[1]; Jenifer Monserrath García-Salinas[1]; Karina Pérez-Robles[1]; Juan D. García-Paredes[1], Víctor Manuel Jiménez-Meza[1]; Gregorio Luna[1]

[1]Unidad Académica de Agricultura, Universidad Autónoma de Nayarit. Carretera Tepic–Compostela km 9. C.P. 63780 Xalisco, Nayarit, México. *Autora para correspondencia (ccruzc2006@yahoo.com.mx).

RESUMEN

El chile habanero (*Capsicum chinense*) es uno de los productos agrícolas más demandados a nivel nacional e internacional. El objetivo fue determinar el efecto de la aplicación de la solución nutritiva de Steiner al 75 y 100 %, en combinación con la aplicación foliar de dos fertilizantes orgánicos líquidos comerciales (Pez® y Carbo-Vit®), y un testigo sobre la biomasa, fruto y producción de fruto. El experimento se estableció en invernadero. El diseño experimental se dispuso como completamente al azar. La unidad experimental consistió de una planta por maceta con sustrato de tezontle. Se obtuvo que en la solución nutritiva de Steiner al 100 % más el fertilizante foliar Pez® (SN100-F1), fue el más conveniente por la producción de fruto por planta con 24.14 %, en comparación con el testigo (SN75-TES). La solución nutritiva de Steiner al 100 % más el fertilizante foliar Carbo-Vit® (SN100-F2) tendió a la disminución del número de frutos en 13.84 % y en la producción de fruto por planta en 13.80 % en relación con SN100-F1, en tanto que con la combinación de F2 con la solución al 75 % (SN75-F2) favoreció el número de frutos en 10.51 % y la producción de frutos en 10.37 % en comparación con SN75-F1. Se concluyó que SN100 más el fertilizante foliar Pez incrementa la producción de fruto por planta.

PALABRAS CLAVE: *Aplicación foliar; chichen itza; producción de fruto; tamaño de fruto.*

INTRODUCCIÓN

El chile habanero se produce en Campeche, Yucatán y Quintana Roo, y en menor superficie en Sinaloa, Colima y Nayarit (INIFAP, 2020). El rendimiento registrado ha sido de 30 a 60 t ha^{-1} en invernadero (López-Gómez *et al.*, 2017), por lo que se busca el incremento de este. Para el incremento de la producción de este chile se ha estudiado la relación amonio/nitrato (Tucuch-Haas *et al.*, 2012), fechas de trasplante (López-López *et al.*, 2018), abastecimiento de nutrimentos de acuerdo con la etapa fenológica (López-Gómez *et al.*, 2017), uso de sustratos y fertilización orgánica vía raíz (Marina-Clemente *et al.*, 2020).

Mas sobre aplicaciones vía foliar se tienen la aplicación de ácido salicílico más fertilización química dirigida a la raíz (Guzmán-Antonio *et al.*, 2012); también, se tienen el estudio de aplicación de fertilizantes químicos en riego más aspersiones foliares con miel y propóleo, con efecto sobre el color y sanidad de frutos (Uch-Samos *et al.*, 2019). En relación con la aspersión foliar de nutrimentos no se tiene información para este tipo de chile, pero si existen trabajos para otros cultivos con fechas recientes.

La aplicación foliar de fertilizantes orgánicos se reportó para chile jalapeño, en el cual se incrementó el rendimiento con el uso de estos (Zúñiga-Maldonado *et al.*, 2017). Existen diversos productos orgánicos líquidos de reciente introducción en el mercado, por lo que es necesario evaluarlos para un determinado cultivo en un lugar determinado. El objetivo fue analizar el efecto de la solución nutritiva de Steiner, en dos concentraciones, en combinación con la aplicación foliar de dos fertilizantes orgánicos sobre la biomasa, fruto y producción de fruto de chile habanero 'Chichen Itza' en invernadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se estableció en el 2019 en Xalisco, Nayarit, en un invernadero con techo de plástico lechoso al 25 % con altura a la línea cumbrera de 5 m. La HR promedio fue de 35 %, la temperatura mínima y máxima promedio fue 13 y 40 °C respectivamente, y radiación fotosintéticamente activa promedio de 340 µmol m^{-2} s^{-1}. Los tratamientos consistieron en dos fertilizantes foliares orgánicos (Pez®, Carbo-Vit®, Cuadro 2) en combinación con solución nutritiva de Steiner en dos concentraciones (75 y 100 %) para cultivo de chile habanero (Cuadro 1).

Cuadro 1. Relación de tratamientos para el cultivo de chile habanero 'Chichen Itza'

Tratamiento	Clave
Solución nutritiva de Steiner 75 %	SN75
Solución nutritiva de Steiner 100 %	SN100
Solución nutritiva al 75 % + Foliar orgánico Pez	SN75-F1
Solución nutritiva al 75 % + Foliar orgánico Carbo-Vit	SN75-F2
Solución nutritiva al 100% + Foliar orgánico Pez	SN100-F1
Solución nutritiva al 100%+ Foliar orgánico Carbo-Vit	SN100-F2

Cuadro 2. Composición del fertilizante líquido a base de pescado (Pez), y Carbo-Vit.

%	Nutriente	g/100 g	Componente	%	Comp	%
3.41	Alanina	0.3	Materia org.	62	Fe	1260
0.42	Glisina	1.9	Extracto húmico	34	Magnesio	4450
0.97	Leucina	0.8	Ácido húmico	20	zinc	200
1.05	Prolina	0.2	Ácido fúlvico	14	Boro	12
3.15	Ácido asp	1.9	Aminoácidos	> 10	Cobre	200
0.27	Metionina	0.1	Microorganismos	$5X10^{6}$ ufc	Mn	170
1.28	Fenilalanina	0.1	N total	4.20		
1.54	Lisina	0.2	P_2O_5	2.17		
363.00	Histidina	0.1	K_2O	2.38		
507.84	Tirosina	0.1	CaO	1.12		
210.00	Ácido glut	3.8				
348.18						
160.00						
30.00						
4.00						
0.99						

Se sembró una semilla de chile habanero 'Chichen Itza' por cada cavidad de un almacigo de poliestireno, el sustrato fue Sunshine 3®; después se regó con solución de Steiner (1984) al 25 %, la cual fue preparada con los fertilizantes $Ca(NO_3)_2$, KNO_3, $MgSO_4$, KH_2PO_4, K_2SO_4. Los micronutrimentos se suministraron con el producto Ultrasol micro®. La planta se trasplantó con 15 cm de altura en bolsas de cultivo color negro de 30 L que contenían tezontle. Después, se procedió al riego, entre dos a tres riegos al día con solución nutritiva de Steiner (1984) en concentración de acuerdo con el tratamiento (Cuadro 1). Se utilizaron goteros de 4 L por hora, con un emisor por maceta.

La planta de chile habanero se manejó a cuatro tallos. Se podaron las hojas del tallo principal conforme se cosecharon los frutos. La cosecha se realizó cuando el fruto alcanzó coloración naranja en aproximadamente el 50 % de la superficie del fruto. El diseño experimental se dispuso al azar con 7 repeticiones. La unidad experimental fue una maceta con una planta. Las variables evaluadas fueron: biomasa fresca y seca de hojas, de tallo y de raíz (se usó balanza electrónica), y volumen de raíz (con una probeta), por desplazamiento de agua, a los 133 ddt.; diámetro ecuatorial y polar de fruto con vernier digital®, se obtuvo promedio del total cosechado; número de frutos por planta, se contó el número de frutos de cada cosecha, después se obtuvo el total de frutos por planta; producción de fruto por planta, en cada cosecha de fruto se obtuvo el peso, al final del ciclo se obtuvo el peso total de frutos (con una balanza electrónica).

Análisis de datos. A los datos se les aplicó el análisis de varianza, y las medias se compararon por de Tukey (p = 0.05) con el paquete estadístico SAS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La biomasa seca de hojas, tallo y de raíz, y el diámetro ecuatorial y polar del fruto no fueron diferentes por efecto de la concentración de la solución nutritiva (75 o 100 %) ni por el fertilizante foliar F1 (Pez) y F2 (Carbo-Vit) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparación de medias para diferentes variables del crecimiento de planta y fruto de chile habanero 'Chichen Itzá' cultivado con dos soluciones nutritivas y dos fertilizantes foliares orgánicos, 133 ddt.

Tratamientos	BSH (g)	BST (g)	BSR (g)	VR mL	DE (mm)	DP (mm)	NTF/P	Producción fruto/planta (g)
SN75-TES	5.49 a	51.46 a	22.47 a	78.33 a	28.27 a	39.75 a	66.32 b	808.51 b
SN100	6.60 a	47.02 a	28.30 a	92.31 a	20.97 a	43.52 a	69.85 b	900.21 ab
SN75-F1	6.65 a	43.02 a	26.30 a	93.33 a	27.97 a	42.52 a	68.85 b	840.21 b
SN100-F1	8.61 a	37.39 a	22.61 a	90.00 a	27.64 a	45.38 a	87.35 a	1065.77 a
SN75-F2	7.52 a	40.21 a	21.22 a	86.66 a	30.33 a	40.41 a	76.94 ab	937.98 ab
SN100-F2	7.35 a	44.50 a	22.57 a	77.00 a	28.49 a	43.80 a	75.26 ab	918.28 ab
DMS	3.5	30.81	12.28	16.99	4.89	8.33	18.34	200.31

*Medias con letra diferente dentro de columna son significativamente diferentes. SN75 = solución nutritiva al 75%; SN100 = solución nutritiva al 100%; F1 = fertilizante foliar Pez; F2 = fertilizante foliar Carbo-Vit; TES =

testigo. NTF/P = número total de frutos por planta. BSH, BST = biomasa seca de hoja o tallo; VR = volumen de raíz; DE, DP = diámetro ecuatorial, polar.

Los resultados de biomasa guardan similitud con los encontrados por Valentín-Miguel *et al.* (2013) en chile de agua (*Capsicum annuum* L.) quienes aplicaron solución nutritiva de Steiner en concentración 75 y 100, y encontraron que la biomasa seca no fue diferente entre estas. Sin embargo, los resultados de fruto difirieron de los encontrados en híbridos de chile pimiento (*Capsicum annuum L.*) en los cuales evaluaron la solución de Steiner al 60, 75 y 90 %, y se encontró que el diámetro polar de fruto y el rendimiento fue mayor con la solución a 75 y 90 % (Villa-Castorena *et al.*, 2009). Referencias sobre aplicación de foliares orgánicos y su efecto en las variables antes mencionadas no fueron encontradas.

El número total de frutos fue el más alto con la aplicación del fertilizante foliar F1 en combinación con la solución nutritiva de Steiner al 100 %. En tanto que el menor número de frutos fue en SN75-F1 y SN-TES (Cuadro 3). La producción de frutos se relacionó con el número de frutos ($r = 0.6353$; $p \leq 0.0001$). La comparación de SN75-F1 y SN75-F2 indicó que el fertilizante foliar F2 tuvo efecto positivo sobre el número de frutos y producción, dado que SN75-F2 fue similar a SN100-F2 y a SN100-F1, no obstante, el foliar F2 en combinación de la solución nutritiva al 100 % tendió a la disminución del número de frutos y a menor producción de frutos por planta, dado que aunque fue igual con SN100-F1, también lo fue con SN75-F1 y SN75-TES (Cuadro 3). Esto pudo deberse a la menor concentración nutrimental en la solución nutritiva al 75 % que permitió complementar la necesidad nutrimental con el fertilizante foliar F2, dado que este contuvo mayor concentración de N y P (Cuadro 2), además de otros elementos nutritivos y presencia de ácidos húmicos y fúlvicos en relación al foliar F1.

Estos resultados guardan similitud con lo que reportó Pérez-Espinoza *et al.* (2017) en tomate indeterminado (*Solanum lycopersicum* Mill.) tipo Saladette híbridos Cid y Azhura, cultivados con la solución nutritiva de Steiner al 100 % y aspersión foliar con Foligral®, Nutri K-80® y Nutri humus® y un testigo (sin foliar); se encontró que con Foligral® y Nutri K-80® el rendimiento incrementó en relación al testigo y Nutri humus®, lo que atribuyeron en parte a la concentración más alta de K^+ en Foligral y Nutri K-80®.

Se recomienda para estudios posteriores que la aplicación de la solución nutritiva sea de acuerdo a la etapa fenológica, tal como indica López-Gómez *et al.* (2020) en chile habanero 'Jaguar' en sustrato, donde aplicaron la solución nutritiva de Steiner al 100 % en todo el ciclo de cultivo (RN1), y solución nutritiva específica para cada etapa fenológica (RN2); el rendimiento de fruto, peso por fruto, longitud de fruto y diámetro ecuatorial de fruto fueron de valor mayor en RN2.

CONCLUSIONES

La solución nutritiva de Steiner al 100 % más el fertilizante foliar Pez® incrementa el número de frutos y la producción de fruto de chile habanero 'Chichen Itza'. La combinación de solución nutritiva de Steiner con el fertilizante foliar Pez® o Carbo-Vit depende de la concentración de la solución nutritiva de Steiner.

BIBLIOGRAFÍA

Guzmán-Antonio, A.; Borges-Gómez, L.; Pinzón-López, L.; Ruiz-Sánchez, E. y Zúñiga-Aguilar, J. 2012. Efecto del ácido salicílico y la nutrición mineral sobre la calidad de plántulas de chile habanero. Agronomía Mesoamericana 23 (2): 247-257.

INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas, y Pecuarias). 2020. Chile habanero, negocio picando y pujante. Consultado el 15 de agosto de 2021, en: https://www.inforural.com.mx/chile-habanero-negocio-picante-y-pujante/

López-Gómez, J. D.; Sotelo-Nava, H.; Villegas-Torres, O. G. y Andrade-Rodríguez, M. 2020. Rendimiento y calidad del chile habanero en respuesta a la poda de conducción y régimen nutrimental. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 11(2): 315-325.

López-Gómez, J. D.; Villegas Torres, O. G.; Sotelo Nava, H.; Andrade Rodríguez, M.; Juárez López, P. y Martínez Fernández, E. 2017. Rendimiento y calidad del chile habanero *(Capsicum chinense Jacq.)* por efecto del régimen nutrimental. Revista Mexicana de Ciencias Agrícola 8(8): 1747-1758.

López-López, R.; Inzunza-Ibarra, M. A.; Fierro-Álvarez, A. y Palma-López, D. J. 2018. Fechas de trasplante y productividad del chile habanero con riego por goteo. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 9(1): 51-64.

Marina-Clemente , J. A.; Gerónimo-Antonio, V. M.; Palacios-Torres, R. E.; Martínez-Castro, C. J.; López, L. J. y Aguilera-Morales, M. E. 2020. Rentabilidad económica de la producción del chile habanero con mezcla de sustratos y fertilización orgánica en invernadero. Temas de Ciencia y Tecnologia 24(72): 3-8.

Pérez-Espinoza, H. A.; Chávez Morales, J.; Carrillo Flores, G.; Rodríguez Mendoza, M. y Ascencio Hernández, R. 2017. Fertilización foliar en el rendimiento y calidad de tomate en hidroponía bajo invernadero. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 8 (2): 333-343.

Steiner, A. A. 1984. The universal nutrient solution. International Society for Soilless Culture ISOSC. Proceedings Sixth International Congress on Soilless Culture. Wageningen, The Netherlands. 633-650 ISBN: 9789070976040.

Tucuch-Haas , C. J.; Alcántar-González, G.; Ordaz-Chaparro , V. M.; Santizo-Rincón, J. A. y Larqué-Saavedra, A. 2012. Producción y calidad de chile habanero (*Capsicum chinense Jacq.*) con diferentes relaciones NH_4+/NO_3- y tamaño de partícula de sustratos. Terra Latinoamericana 30(1): 9-15.

Uch-Samos, E. M.; Interián-Ku, V. M.; Cázares-Sánchez, E.; Sánchez-Azcorra, P. S.; Casanova-Villarreal, V. E. y González-Rodríguez, F. J. 2019. Propóleo y miel de *Apis mellifera*, complemento nutricional para la producción de plántulas de chile habanero. Investigacion y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes 27(78): 34-43.

Valentín-Miguel, M. C.; Castro-Brindis, R.; Rodríguez-Pérez, J. E. y Pérez-Grajales, M. 2013. Extracción de macronutrimentos en chile de agua (*Capsicum annuum l.*). Revista Chapingo Serie Horticultura 19 (4): 71-78.

Villa-Castorena, M.; Catalán Valencia, E. A.; Insunza Ibarra M. A.; Román López, A.; González López, M. y Valdéz Amaya, J. 2009. Cultivares y nutrición de chile pimiento (*Capsicum annuum L.*) en invernadero de clima controlado. Biotecnia 11 (2): 13-20.

Zúñiga-Maldonado, W. M.; Martínez-Scott , M. M.; Arroyo-León , J. y Lezama-Pérez, P. J. 2017. Determinación de la dosis de fertilización adecuada para producción en chile jalapeño (*Capsicum annuum L. var. annuum L*), de un fertilizante foliar elaborado a partir de desechos orgánicos. Revista de la Invención Técnica 1(2): 33-39.

ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE COLÉMBOLOS EN EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE PODA URBANOS

Maira Sarai Montejo Cruz[1,2]; José Guadalupe Palacios Vargas[1]

[1] Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Depto. de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, CDMX, México. maimontejo@outlook.es

[2] Posgrado en Ciencias Biológicas, Unidad de Posgrado, Edificio D. Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, CDMX, México.

RESUMEN

De los distintos organismos que participan activamente durante el proceso de compostaje, las bacterias y hongos son los grupos mejor estudiados, pero también encontramos organismos pertenecientes a la mesofauna, en especial colémbolos. Desafortunadamente existe muy poca información de la comunidad de colémbolos durante el proceso de compostaje, por lo que en el presente estudio se determinó y comparó cómo cambia la estructura de comunidades durante el proceso, en dos pilas hechas con residuos de poda. Se registraron prácticamente las mismas especies, las mayores diversidades fueron de H' 0.79 y H' 1.06, en ambos casos *Proisotoma* ca. *bulba* alcanza sus mayores abundancias entre el segundo y tercer mes, debido a que es una especie hemiedáfica esto puede significar que el proceso de descomposición se encuentra en etapa avanzada y probablemente se trate de una composta en maduración.

PALABRAS CLAVE: *Abundancia*; *collembola*; *composición*; *composta*; *riqueza.*

INTRODUCCIÓN

El compostaje de residuos orgánicos sólidos hace referencia a "la suma de procesos metabólicos complejos llevados a cabo por diferentes organismos, que, en presencia de oxígeno, usan el nitrógeno y carbono disponible para producir su propia biomasa" (Azim *et al,*. 2018). La actividad de éstos genera calor y un sustrato sólido, conocido como composta, con menos carbono y nitrógeno, pero más estable y desinfectado, adecuado para su uso como fertilizante o mejorador de suelos (Cooperband, 2000).

Si bien el proceso de descomposición dentro de las compostas es llevado a cabo principalmente por la microbiota, también intervienen otros organismos, en especial aquellos que conforman la mesofauna, como ácaros, colémbolos, enquitreidos, tardígrados y nematodos (Steel *et al*., 2011).

Uno de los grupos mejor representados son los colémbolos, han sido registrados en varios estudios de fauna de compostas (Cutz-Pool, 2008; Robles *et al*., 2012; Koleva *et al*., 2017), muchas veces en altas abundancias, como lo reportado por Mejía-Recamier *et al.* (2008) que registraron más de 41,000 individuos para una composta de residuos de poda, hortalizas, alimentos y cadáveres de perro. Al menos 11 familias de colémbolos han sido citadas, de las cuales *Isotomidae, Entomobryidae* e *Hypogastruridae* han presentado el mayor número de

registros, las mayores abundancias y la mayor parte de los géneros o especies identificados (Cutz-Pool, 2008; Mejía-Recamier *et al.;* 2008, Robles *et al.*, 2012; Koleva *et al.*, 2017))

Sin embargo, la mayoría de estudios carecen de un muestreo sistemático y ninguno sigue a la comunidad de colémbolos durante todo el proceso de compostaje por lo que el objetivo principal del presente trabajo fue determinar y comparar cómo cambia la estructura de las comunidades de colémbolos durante el proceso de compostaje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se construyeron dos pilas dentro de la Planta de Composta UNAM (CDMX) con residuos de poda (pasto, hojas, ramas, troncos) pertenecientes a toda Ciudad Universitaria, llegando a un volumen aproximado de 200 m^3, por cuestiones de espacio cada pila se monitoreo a diferentes tiempos. La primera pila corresponde a la temporada seca dominada por hojas y ramas, se tomaron muestras de febrero a junio del 2019 abarcando 116 días del proceso, las mayores temperaturas se registraron del día 20 al 50, llegando hasta los 64°C. La segunda pila corresponde a temporada de lluvias dominada por pastos y hierbas, se muestreo de septiembre a diciembre del 2019 abarcando 107 días del proceso, las mayores temperaturas se registraron del día 11 al 43, llegando hasta los 74°C.

Las colectas se llevaron a cabo a diferentes tiempos; la primera se realizó entre el primer día y tercer día iniciado el proceso de compostaje, la siguiente a los 15 días, la tercera se realizó al mes, y la cuarta y quinta se realizaron mes con mes. Para cada colecta se extrajeron 10 muestras compuestas de tres diferentes profundidades. Las muestras fueron procesadas en el Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos donde se colocaron en embudos de Berlese durante ocho días, cuatro días a temperatura ambiente y cuatro días bajo un foco de 25 watts.

Los colémbolos extraídos se conservaron en alcohol al 75% y posteriormente se separaron asignando y cuantificando morfoespecies bajo un microscopio estereoscópico. Se realizaron preparaciones semipermanentes con líquido de Hoyer, las identificaciones se efectuaron con ayuda de un microscopio de contraste de fase y con las claves de Christiansen *et al* (1980) y Bellinger *et al.* (1996-2022) http://www.collembola.org

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron 15,147 individuos pertenecientes a siete especies, la mayor abundancia se registró para la pila de la temporada seca dominada por hojas y ramas con 9,223 individuos, mientras que para la pila de la temporada de lluvias dominada por pastos y hierbas se registraron 5,924 colémbolos. Para ambas pilas la mayor parte de individuos pertenecieron a la familia Isotomidae, sólo se colectaron 41 individuos de otras familias (Cuadros 1 y 2).

De la familia Isotomidae se identificaron tres especies; *Proisotoma* ca. *bulba*, *Hemisotoma thermophila* e *Isotoma subviridis*, las dos primeras especies obtuvieron las mayores abundancias con 13,759 individuos para *P.* ca. *bulba* y 1,344 para *H. thermophila*.

Para la pila de la temporada seca dominada por hojas y ramas durante todo el primer mes del proceso se observaron muy pocos colémbolos, y a los 18 días del proceso de compostaje no se obtuvieron ninguno. A los 67 días la abundancia aumentó significativamente registrando 7,872 individuos. La mayor diversidad se registró en la

última colecta a los 116 días del proceso (Cuadro 1), pero en todas las fechas se mantiene una baja equidad, causada en la mayoría de los casos por la dominancia de la especie *P.* ca. *bulba.*

Mientras que para la pila de la temporada de lluvias dominada por pastos y hierbas durante casi tres meses se registraron muy pocos colémbolos, sólo en la última colecta se obtuvieron 5,859 colémbolos de los cuales 4,996 eran *P.* ca. *bulba*, aunque la mayor diversidad se registró a los 67 días del proceso, sin embargo, sólo se tiene tres especies con 5 individuos para esa colecta (Cuadro 2).

Cuadro 1. Lista de especies, número de individuos e índices de diversidad para la pila de la temporada seca dominada por hojas y ramas pertenecientes a la Planta de composta UNAM. S= Número de especies, H'=Índice de Shannon, D=Diversidad verdadera, J'=Equidad de Pielou.

Familia	Especie	3 días	18 días	33 días	67 días	95 días	116 días
Isotomidae	*Proisotoma* ca. *bulba*	0	0	0	7499	1183	36
	Hemisotoma thermophila	0	0	0	370	57	51
	Isotoma subviridis	0	0	0	1	0	0
Entomobryidae	*Lepidocyrtus violaceus*	2	0	0	0	0	0
	Entomobrya triangularis	1	0	1	2	0	1
	Seira bipunctata	18	0	0	0	0	0
Hypogastruridae	*Xenylla welchi*	0	0	0	0	0	1
Individuos totales		21	0	1	7872	1240	89
S		3	0	1	4	2	4
H'		0.50	-	-	0.19	0.19	0.79
D		1.65	-	-	1.20	1.21	2.20
J'		0.46	-	-	0.14	0.27	0.57

Cuadro 2. Lista de especies, número de individuos e índices de diversidad para la pila de la temporada de lluvias dominada por pastos y hierbas perteneciente a la Planta de composta UNAM. S= Número de especies, H'=Índice de Shannon, D=Diversidad verdadera, J'=Equidad de Pielou.

Familia	Especie	3 días	18 días	31 días	67 días	82 días	107 días
Isotomidae	*Proisotoma* ca. *bulba*	7	15	1	2	20	4996
	Hemisotoma thermophila	0	0	0	1	2	863
	Isotoma subviridis	0	0	0	2	0	0
Entomobryidae	*Lepidocyrtus violaceus*	1	1	12	0	0	0
	Seira bipunctata	0	0	1	0	0	0
Individuos totales		8	16	14	5	22	5859
S		2	2	3	3	2	2
H'		0.38	0.23	0.51	1.06	0.30	0.42
D		1.46	1.26	1.66	2.89	1.35	1.52
J'		0.54	0.34	0.46	0.96	0.44	0.60





En ambas pilas observamos que los colémbolos aumentan entre el segundo y tercer mes de iniciado el proceso de compostaje coincidiendo con la disminución de la temperatura y por lo tanto con el comienzo de las fases de enfriamiento y maduración, esto puede deberse a que varias especies no toleran temperaturas por arriba de los 40°C (Fountain *et al*., 2005; Choi *et al*., 2002; Sinclair *et al*., 2006). Se ha observado que en cultivos prosperan a temperaturas de entre los 20 a 25 °C (Sabatini *et al*., 2006), lo que significa que las altas temperaturas podrían estar impidiendo que los colémbolos colonizaran y prevalecieran dentro de las pilas durante las fases mesófila y termófila.

Además, muchos colémbolos son fungívoros (Coulibaly *et al*., 2019), incluyendo a *P. minuta,* la cual cuenta con varios estudios sobre preferencias alimenticias (Lartey *et al*., 1989, Briones *et al*.,1999) y la mayor parte de la literatura (Eiland *et al*., 2001; Di Piazza *et al*., 2020) coincide en que los hongos son especialmente dominantes durante estas dos últimas fases, lo que podría explicar la alta abundancia de *P.* ca. *bulba*.

En general podemos observar poca diversidad y riqueza en ambas pilas, si lo comparamos con el estudio realizado por Cutz-Pool (2008) en una composta con residuos de poda dentro de Ciudad Universitaria (CDMX) donde registró hasta 13 especies en una sola colecta, o con el estudio realizado por Mejía-Recamier *et al.,* 2008 donde reportan hasta 10 géneros. La baja diversidad y riqueza observada pueden ser efecto de las técnicas particulares que se siguen durante el proceso. En las pilas muestreadas, la aireación se realizaba cada tercer día con máquina de volteo mediante aspas, lo cual reduce rápidamente el tamaño de partícula y representa un constante y fuerte disturbio para la comunidad de colémbolos.

Respecto al cambio en la comunidad durante todo el proceso, en ambientes naturales está bien documentado que conforme avanza la descomposición la comunidad de colémbolos cambia de especies con formas de vida epiedáficas a especies con formas de vida euedáficas (Fuiji *et al*., 2012). En el presente estudio el cambio no fue tan evidente, pero en ambas pilas se puede observar especies epiedáficas como *Lepidocyrtus violaceus* y *Seira bipunctata* sólo durante el primer mes del proceso de compostaje, posteriormente hay una dominancia de *P*. ca. *bulba* que es una especie hemiedáfica, indicándonos que el proceso de descomposición se encuentra en etapa avanzada y probablemente se trate de una composta en maduración.

CONCLUSIONES

Para ambas pilas la comunidad de colémbolos fue prácticamente la misma y alcanzó las máximas diversidades y abundancias en tiempos similares. Lo que es un indicativo de que el proceso de compostaje es parecido sin importar la temporada y proporción de los materiales utilizados.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas (UNAM), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo de la beca otorgada a MSMC, al Biól. Javier Flavio Montoya Gómez encargado de la Planta de Composta UNAM. A la Dra. Margarita Ojeda

Cararsco, al Dr. Francisco Javier Álvarez Sánchez y a la Dra. Blanca Lucia Prado Pano por apoyar en el desarrollo del proyecto.

BIBLIOGRAFÍA

Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S. y Thami, I (2018) Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic agriculture*. 8, 141−158.

Bellinger, P.F., Christiansen, K.A. y Janssens, F. (1996-2018) Checklist of the Collembola of the World. http://www.collembola.org; fecha de consulta: 15-VI-2018.

Briones, M. J. I., Ineson, P., & Sleep, D. (1999) Use of δ13C to determine food selection in collembolan species. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(6), 937−940.

Choi, W.., Ryoo, M., y Kim, J. (2002) Biology of *Paronychiurus kimi* (Collembola: Onychiuridae) under the influence of temperature, humidity and nutrition. *Pedobiologia*, 46(6). 548−557

Christiansen, K. y Bellinger P. (1980) The Collembola of North America, north of the Rio Grande: a taxonomic analysis. Grinnell College. Iowa, Estados Unidos de América, 1473 pp.

Cooperband, L.R., (2000) Composting: Art and Science of Organic Waste Conversion to a Valuable Soil Resource. *Laboratory Medicine*, 31 (5): 283−289.

Coulibaly, S., Winck, B., Akpa-Vinceslas, M., Mignot, L., Legras, M., Forey, E., y Chauvat, M. (2019) Functional assemblages of Collembola determine soil microbial communities and associated functions. *Frontiers in Environmental Science*, 7(52).

Cutz-Pool, L. (2008) Primeros registros sobre colémbolos de composta en México. *In Entomología mexicana* (Estrada-Venegas, E., Equihua-Martínez, A., Padilla-Ramírez, J. y Mendoza-Estrada, A. eds). Sociedad Mexicana de Entomología y Colegio de Postgraduados, 808−812.

Di Piazza, S., Houbraken, J., Meijer, M., Cecchi, G., Kraak, B., Rosa, E., y Zotti, M. (2020) Thermotolerant and thermophilic mycobiota in different steps of Compost Maturation. *Microorganisms*, 8(6): 880.

Eiland, F., Klamer, M., Lind, A., Leth, M., y Bååth, E. (2001) Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composition during long term composting of straw. *Microbial Ecology*, 272−280.

Fountain, M. y Hopkin, S. (2005) *Folsomia candida* (Collembola): a "standard" soil arthropod. *Annual Review of Entomology*, 50: 201-222.

Fujii, S. y Takeda, H. (2012) Succession of collembolan communities during decomposition of leaf and root litter: effects of litter type and position. *Soil Biology and Biochemistry*, 54: 77−85.

Koleva, L., Yordanova, M y Dimitrov G. (2017) Collembola Communities in Different Compost Types as Bioindicator of Substrate Quality. *Journal of Tekirdag Agricultural Faculty*.

Lartey, R., Curl, A., Peterson, C. y Harper, J. (1989) Mycophagous Grazing and Food Preference of *Proisotoma minuta* (Collembola: Isotomidae) and *Onychiurus encarpatus* (Collembola: Onychiuridae), *Environmental Entomology*, 18 (2): 334−337.

Mejía-Recamier, B. y Palacios-Vargas, J. (2008) Colémbolos de la composta en el "Borde Poniente" de Xochiaca, Estado de México. *Entomología mexicana*. 7:820−824.

Robles, F., Salvador, I., Juárez, C., Montiel, D., Mejía-Recamier. B. y J. Palacios-Vargas. (2012) Colémbolos (Hexapoda) asociados a lombricomposta de cultivo de Alfalfa (Medicago sativa) en la Magdalena Contreras. *In Entomología mexicana* (Equihua-Martínez, A., Estrada-Venegas, E., Acuña-Soto, J., Chaires-Grijalva, M. y Durán, G. eds). Sociedad Mexicana de Entomología y Colegio de Postgraduados, 487−491.

Sabatini, M., Innocenti, G., Montanari, M., y Ganassi, S. (2006) Survival and feeding activity of Protaphorura armata in different composts. *Pedobiologia*, 50(2): 185−190.

Sinclair, B., Terblanche, J., Scott, M., Blatch, G., Klok, C., y Chown, S. (2006) Environmental physiology of three species of Collembola at Cape Hallett, north Victoria Land, Antarctica. *Journal of Insect Physiology*, 52(1): 29-50.

Steel, H y Bert, W. (2011) Biodiversity of compost mesofauna and its potential as an indicator of the composting process status. *Dynamic soil, dynamic plant*, 5: 45−50.

CONTENIDO DE CARBONO Y NITRÓGENO EN UN LUVISOL BAJO USO FORESTAL Y AGRÍCOLA EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA RÍO COPALITA, OAXACA

Celestino Sandoval García[1]; Israel Cantú Silva[2*]; Humberto González Rodríguez[2]; María Inés Yáñez Díaz[2]; Marco Vinicio Gómez Meza[3]; Rodolfo Alejandro Martínez Soto[2]

[1] Instituto de Industrias, Universidad del Mar, Puerto Escondido, km 2.5 carretera Puerto Escondido-Sola de Vega, San Pedro Mixtepec, 71980, Oaxaca, México.
[2]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional 145. 67700. Linares, Nuevo León, México.
[3] Facultad de Economía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Avenida Lázaro Cárdenas 4600 Oriente. 64930. Fraccionamiento Residencial Las Torres, Monterrey, Nuevo León.
*Autor por correspondencia; correo-e: icantu59@gmail.com

RESUMEN

Para mantener una población en crecimiento, es necesario la producción de diversos bienes y servicios para satisfacer las diferentes necesidades básicas. Sin embargo, en este proceso el suelo es uno de los recursos que más cambios ha sufrido en las últimas décadas. El objetivo del presente estudio fue evaluar el contenido de carbono y nitrógeno en usos de suelo forestal (Bosque de pino) y agrícola en la parte alta de la cuenca Río Copalita, Oaxaca. Se recolectaron cuatro muestras compuestas por cada uso de suelo a la profundidad de 0 a 10 cm y 10 a 30 cm. Las muestras fueron secadas a temperatura ambiente y cribadas en un tamiz de 2 mm, posteriormente se realizaron los respectivos análisis. El porcentaje de carbono orgánico del suelo (COS) y nitrógeno total (Nt) para la profundidad de 0-10 cm fue de 5.33% y 0.35% para el uso agrícola, mientras que el uso forestal fue de 9.11% y 0.54% respectivamente. Para la profundidad de 10 cm a 30 cm todos los contenidos disminuyeron. Se concluye que en el cambio de uso de suelo forestal a uso agrícola existe una disminución en la fertilidad del suelo, provocando un efecto en las diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, además de que los campesinos tengan que aplicar una mayor dosis de fertilizante en sus cultivos agrícolas.

PALABRAS CLAVE: *Agricultura*; *análisis*; *bosque de pino*; *cambio de uso del suelo*.

INTRODUCCIÓN

El suelo es el recurso más importante del cual depende la humanidad. Sin embargo, ha sufrido un deterioro en las últimas décadas debido a la presión antrópica, principalmente por el la agricultura, ganadería y asentamiento humano en donde antes predominaban áreas forestales (Gardi et al., 2014).

En el estado de Oaxaca, el cambio de uso de suelo durante el periodo 2001 al 2018 fue de 18,757 ha (CONAFOR, 2020). Lo cual continua para algunas regiones, tal como lo muestra el estudio realizado en la cuenca Rio Copalita, donde se encontró que la mayoría de los





ecosistemas evaluados presentaron un cambio de uso, principalmente de uso forestal a uso agrícola y pecuario (Sandoval-García y Cantú-Silva, 2021).

Con base en lo antes mencionado y aunado a la escasa información sobre el efecto de los sistemas de producción en el porcentaje de carbono y nitrógeno del suelo en la cuenca Copalita, se planteó la siguiente investigación, teniendo como objetivo evaluar el contenido de carbono y nitrógeno en usos de suelo forestal y agrícola en la parte alta de la cuenca Copalita, Oaxaca. La hipótesis planteada fue: El sistema de producción influye en el porcentaje de carbono y nitrógeno total en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en la Sierra Sur del estado de Oaxaca, México, específicamente en la parte alta de la cuenca Río Copalita (16° 12' 0" N, 96° 25' 30" O). El tipo de clima que presenta es templado húmedo (Cw) García (2004), con lluvias en verano, precipitación media anual mayor de 1300 mm, con una máxima durante el mes de julio de 215 mm y mínima en febrero menor a 10 mm. La temperatura media anual de 18 a 20 °C, máxima en abril y mayo de 24 °C y mínima de enero y diciembre de 0 a 5 °C. Así mismo, presenta un suelo de tipo Luvisol (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2013).

Usos de suelo evaluados. Agrícola: este uso abarco una superficie de 4.15 ha, misma que es una agricultura de subsistencia que se realiza en laderas, y que es principalmente la siembra de maíz intercalada con papa y haba.

Bosque de Pino: comprendió una superficie de 16.56 ha y está compuesta principalmente por *P. ayacahuite* Ehrenb. Ex Schltdl., *Abies hickelii Flous & Gaussen.*, *P. douglasiana* Martínez, *P. patula var. longepedunculata* Loock ex Martínez, y *P. leiophylla* Schl. & Cham. (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR] 2016).

Muestreo y análisis de suelo. Para determinar el contenido de carbono y nitrógeno del suelo, se recolectaron cuatro muestras compuestas por cuatro submuestras de 1 kg a la profundidad de 0 a 10 cm y 10 a 30 cm, en el uso agrícola y el bosque de pino, mismas que fueron trasladadas a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, las cuales fueron secadas a temperatura ambiente y posteriormente cribadas en un tamiz de 2 mm, para realizar el análisis químico como se observa en el Cuadro 1.

Para la clasificación del contenido de Nitrógeno total se realizó con base en lo que establece la NOM-021-RECNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2002).

Cuadro 1. Métodos de evaluación de las propiedades químicas.

Propiedad	Unidad	Método
COS[1,2]	%	El contenido de carbono orgánico se obtuvo considerando que MOS tuviera el 58 % de carbono (Lizcano *et al.*, 2017).
Nt[1,2]	%	Se evaluó a través del método Kjeldahl, y el análisis se realizó en base a lo propuesto por (Bremner & Mulvaney 1982).

COS= carbono orgánico del suelo, Nt= Nitrógeno total. Profundidad: 1= 0 a 10 cm; 2= 10 a 30 cm.

Análisis estadísticos. Las variables se analizaron estadísticamente utilizando un arreglo factorial con un diseño completamente al azar, sistema de producción (A,2) y profundidad (B,2), con cuatro repeticiones. Se aplicaron pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y homocedasticidad de Levene. Todas las variables no cumplieron con ambos supuestos, por lo que se procedió a realizar las pruebas de Kruskal-Wallis ($p \leq 0.05$) a las variables carbono orgánico, nitrógeno total, así como también la prueba Post Hoc de corrección de Bonferroni ($p \leq 0.05$). Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa SPSS® (Statistical Package for the Social Sciences) versión 22 (International Business Machines [IBM], 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los porcentajes que se obtuvieron de COS y Nt de 0-10 cm y 10-30 cm, en los dos sistemas evaluado, demostraron que la profundidad de suelo de 0-10 cm presentó los valores más altos para las variables evaluadas (Cuadro 2), comparado con la de 10-30 cm (Cuadro 3).

Cuadro 2. Porcentajes a la profundidad de 0-10 cm, para las variables y usos de suelo evaluadas.

Variables	Sistema de producción	Media	Mediana	Desv. Estd.	Min	Max
COS	Agrícola	5.33	5.24	0.19	5.22	5.61
	Bosque de pino	9.11	9.10	1.28	7.60	10.64
Nt	Agrícola	0.35	0.37	0.04	0.30	0.38
	Bosque de pino	0.54	0.54	0.06	0.46	0.62

COS = Carbono orgánico del suelo, Nt = Nitrógeno total, Desv. Estd. = Desviación estándar.

El porcentaje más alto de COS y Nt, lo presentó el Bosque de pino para la profundidad de 0-10 cm, con 9.11% y 0.54 % respectivamente. Caso contrario a los resultados obtenidos para el uso agrícola, que presentó valores más bajos para COS y Nt, con contenidos promedios de 5.33 y 0.35 %, respectivamente. Para la profundidad de 10 a 30 cm existe una

disminución para ambas variables, debido a que existe una menor cantidad de materia orgánica, misma que influye en el contenido de carbono y nitrógeno.

Cuadro 3. Porcentajes a la profundidad de 10-30 cm, para las variables y usos de suelo evaluados.

Variables	Sistema de producción	Media	Mediana	Desv. Estd.	Min	Max
COS	Agrícola	4.31	4.22	1.26	3.19	5.61
	Bosque de pino	5.32	5.59	1.25	3.58	6.55
Nt	Agrícola	0.26	0.25	0.06	0.20	0.33
	Bosque de pino	0.34	0.33	0.08	0.25	0.46

COS = Carbono orgánico del suelo, Nt = Nitrógeno total, Desv. Estd. = Desviación estándar.

Con base en los resultados, el contenido de carbono y nitrógeno evidencia que el cambio de uso del suelo causado por el desmonte para la actividad agrícola muestra una disminución en estos nutrientes, debido a existe una menor cantidad de materia orgánica y por lo tanto menor actividad de microorganismo en el uso agrícola comparado con el uso forestal. Estos resultados coinciden con lo reportado por Madrigal-Reyes et al. (2019) a la misma profundidad, para Bosque de pino, Bosque de pino-alnus y Bosque de oyamel en los estados de Puebla y México.

CONCLUSIONES

El cambio de uso del suelo afecta las propiedades químicas evaluadas, al existir una clara variación en los dos usos del suelo, debido a que en el uso forestal existe una mayor cantidad de materia orgánica que genera la vegetación, caso contrario con el uso agrícola, por lo que es importante mantener la cobertura forestal para propiciar una mayor incorporación de materia orgánica, lo cual va a favorecer en el contenido del carbono y nitrógeno en un suelo Luvisol, caso contrario con el uso agrícola que fue el uso que presentó los valores más bajos en las dos profundidades del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Bremner, J. M. & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-Total. In: Page, A. L., R. H. Miller and D. R. Keeney (ed.). Methods of soil analysis part 2: chemical and microbiological properties. Agronomy Monograph Num. 9. 2nd ed. *American Society of Agronomy and Academic Press*. Madison, WI, USA. pp. 595-624.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2016). Estudio de cuenca de abasto para el desarrollo industrial forestal maderable de la región Copalita, Oaxaca. Colegio de Profesionales Forestales de Oaxaca, A. C. 309 p. Obtenido de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/254061/Estudio_de_cuenca_de_abasto_-_Copalita_Oaxaca.pdf

CONAFOR. (2020). Estimación de la tasa de deforestación bruta mediante el enfoque de muestreo. Comisión Nacional Forestal. 64p. Obtenido de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/585544/6._Oswaldo_Carrillo_CONAFOR_Tasa_de_Deforestacion_16_Oct_2020.pdf.

García, E. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Serie Libros, Núm. 6. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México. D. F. 97 p. Obtenido de: http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251-1.

Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz-Gaistardo, C., Encina-Rojas, A., …& Vargas, R. (2014). Atlas de suelos de América Latina y el Caribe, Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995 Luxembourg, 176 p. https://doi.org/10.2788/37334

IBM (International Business Machines) (2013). IBM SPSS Statistics for Windows, version 22.0. Armonk, NY, USA: IBM Corp

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013). Carta Edafológica, Villa de Zaachila, Serie II, escala 1: 250,000. Edición: 1. Aguascalientes, Ags., México.

Lizcano, R., Olivera, D., Saavedra, D., Machado, L., Rolando, E., Moreno, M. F., & Flórez, M. F. (2017). Muestreo de suelos, técnicas de laboratorio e interpretación de análisis de suelos. *Centro de Formación Agroindustrial La Angostura Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA)*. Obtenido de: https://www.researchgate.net/publication/323823646_Muestreo_de_Suelos_Tecnicas_de_Laboratorio_e_Interpretacion_de_Analisis_de_Suelos/link/5ab23a73458515ecebedc960/download

Madrigal-Reyes, S., Cristóbal-Acevedo, D., Hernández-Acosta, E., & Romo-Lozano, J. L. (2019). Influencia de la cobertura, pendiente y profundidad, sobre el carbono y nitrógeno del suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 10* (51), 201-223 https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i51.113

Sandoval-García, C., & Cantú-Silva, I. (2021). Análisis geomático del cambio de uso del suelo en la subcuenca río Copalita, Oaxaca. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios Núm. Esp. II: e2915. https://doi.org/10.19136/era.a8nII.2915

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2002). NOM-021-SEMARNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. Segunda edición. 28 de octubre de 2002. México, D. F. México 73 p. Obtenido de: https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf





PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN CAMBISOL BAJO DOS SISTEMAS DE USO DEL SUELO

Rodolfo Alejandro Martínez Soto[1*]; María Inés Yáñez Díaz[1]; Israel Cantú Silva[1]; Humberto González Rodríguez[1]; José Guadalupe Marmolejo Monciváis[1]; [2]Celestino Sandoval García; Ramiro Sauceda Moreno[1]

[1]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional 145. 67700. Linares, Nuevo León, México.
[2]Instituto de Industrias, Universidad del Mar, Puerto Escondido, km 2.5 carretera Puerto Escondido-Sola de Vega, San Pedro Mixtepec, 71980, Oaxaca, México.
[*]Autor por correspondencia; correo alejandro50cnt@hotmail.com

RESUMEN

El uso del suelo en México lo ocupan principalmente matorral xerófilo con el 29 % seguido de bosque templado 16.7 % y selvas con 16.1 %, las zonas agrícolas ocupan el 16.9 % y aumentando, el presente estudio evalúo los contenidos de materia orgánica del suelo, conductividad eléctrica y el potencial de reacción del suelo (pH), comparando dos usos del suelo de Matorral Espinoso Tamaulipeco y un área de pastizal dedicada al pastoreo de ganado vacuno, se seleccionaron cinco rango de profundidad que son 0-5, 5-15. 15-30, 30-60 y 60-100 cm respectivamente. El suelo seleccionado es un Cambisol y se obtuvieron 20 muestras compuestas para cada uso del suelo. La materia orgánica y la conductividad eléctrica presentaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) solo en la profundidad 5-15 cm, por su parte el pH solo presentó diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en la profundidad 0-5 cm. Es por ello que es de suma importancia monitorear los cambios del uso del suelo para prevenir la pérdida del recurso suelo

PALABRAS CLAVE: *Conductividad eléctrica; matorral espinoso tamaulipeco; pastizal; pH; materia orgánica.*

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica en el suelo (MOS), está compuesta por organismos vegetales y animales que han cumplido su función y han muerto, estos organismos brindan los nutrientes y la cobertura necesaria para evitar degradación y erosión, así mismo fortalecen una adecuada infiltración del agua; la MOS la dividen en dos partes, reservas activas se renueva en un tiempo corto que va de meses a años, y las reservas pasivas, que se renuevan en miles de años (Gougoulias, *et al*., 2014).

La conductividad eléctrica y el pH son indicadores de la calidad del suelo permitiendo conocer el estado actual del suelo, también nos permite conocer la disponibilidad de los nutrientes esenciales para las plantas (Romero *et al*., 2009). La intensidad de las prácticas de manejo y los usos influyen directamente en la calidad del suelo y en sus variables como lo son el pH y la conductividad eléctrica (Navarrete *et al*., 2011).

EL nombre del suelo Cambisol latín *cambire*, que significa cambiar, presentan una coloración parduzca en la parte subsuperficial y su principal material de formación es de textura medias y finas, se desarrolla en terrenos que van de montañas a planicies, ocupando así amplia variedad de climas y vegetación (IUSS, 2015).

Cuanto más crece la población más es el espacio que demandan los cultivos, las áreas pecuarias, de agricultura y para vivienda, es por ello que el cambio de uso del suelo a entrado en una demanda interminable, el suelo al ser desprovisto de su vegetación natural se degrada, el pH y la conductividad eléctrica tienen a sufrir cambios, además tiende a erosionarse con los elementos, también se desprende el CO_2 que se encontraba secuestrado, es de suma importancia encontrar soluciones a corto plazo para evitar la alteraciones a nuestro recurso suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y descripción del área de estudio. El área de estudio se ubica en el municipio de Linares, Nuevo León, cuenta con una precipitación anual de 989.4 mm, temperatura media 21.3°C y una altitud de 496 msnm (INEGI, 1986). En mayo de 2021 se seleccionó un suelo Cambisol y se seleccionaron dos usos del suelo el primero corresponde a un área de vegetación nativa que es un Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) y la segunda área pertenece a un pastizal inducido. El área testigo de MET se encontraron presencia de individuos con rangos de alturas de medias a altas, también presenta arbustivas, las principales familias corresponden a leguminosas. El área de pastizal no presenta riego así que es denominado de temporal cuenta con aproximadamente 20 años de uso. Se obtuvieron cuatro muestras de suelo compuestas para cada una de las profundidades que son 0-5, 5-15, 15-30, 30-60 y 60-100 cm respectivamente, para un total de 40 muestras compuestas de suelo de entre 1 a 1.5 kg, las muestras se analizaron en el laboratorio de suelos y nutrición de bosques de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Análisis químicos. El pH se determinó bajo el método AS-23 NOM-021 RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) y se utilizó el pH/conductivímetro (marca Corning, modelo 542, USA). Conductividad eléctrica consistió en determinación rápida en una matriz de suspensión suelo-agua EC1:5 (Miller y Curtin, 2006) y se utilizó el pH/conductivímetro (marca Corning, modelo 542, USA). La materia orgánica se determinó utilizando el método de combustión húmeda según Walkley-black modificado (Woerner, 1989).

Análisis estadístico. El diseño experimental fue un arreglo factorial en dónde; usos del suelo (A-2) y profundidades (B-5), dando un total de 10 tratamientos, las variables no cumplieron con los supuestos de normalidad por lo que se procedió a realizar las pruebas de Kruskal-Wallis ($p \leq 0.05$) y U de Mann-Whitney, para las variables de pH, conductividad eléctrica y materia orgánica. Se utilizó el programa SPSS® (Statistical Package for the Social Sciences) versión 22 para Windows, SPSS INc., Chicago, IL.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades analizadas presentaron diferencias altamente significativas para las variables de materia orgánica y conductividad eléctrica, por su parte el pH no presentó diferencias significativas esto para el factor de profundidad. En cuanto a los usos no se presentaron diferencias significativas para ninguna variable (Cuadro 1).

Cuadro 1. Prueba de *H'* de Kruskal-Wallis para las variables de materia orgánica, conductividad eléctrica y pH.

Variables	Unidad	FA[a] (1, 39)	FB[b] (4, 39)
Materia orgánica	%	0.036^{NS}	34.89^{**}
Conductividad eléctrica	µS cm-1	2.46^{NS}	18.98^{**}
pH		1.41^{NS}	2.97^{NS}

Factor uso de suelo (FA)[a], profundidad (FB)[b], **Diferencias altamente significativas (p≤0.01) *Diferencias significativas (p≤0.05), [NS]No significativo

EL MET presentó los valores más altos de MO en las primeras tres profundidades (0-5, 5-15, 15-30 cm) respecto al pastizal, destacando la profundidad 0-5 cm que presentó un 10.3 % en el MET y el pastizal obtuvo 7.8%. En las últimas dos profundidades el área de pastizal fue ligeramente superior 30-60 cm (1.8 %) y 60- 100 cm (1.7 %) respecto al MET 30-60 cm (1.5 %) y 60- 100 cm (1.3 %).

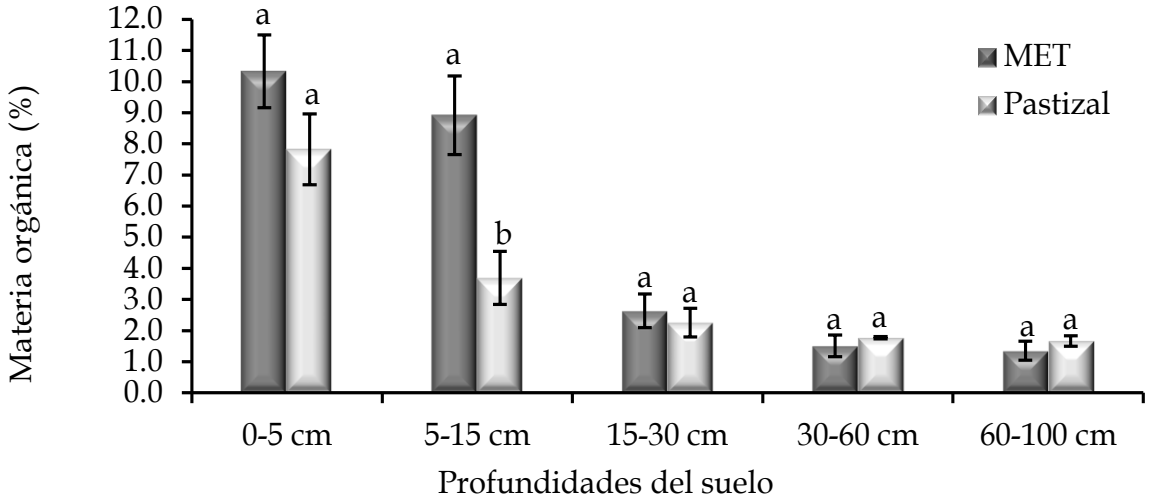


Figura 1. Valores medios para Materia orgánica (%) en cinco profundidades y dos usos del suelo. Medias con distinta letra en una misma profundidad son estadísticamente diferentes (p≤0.05), según la prueba de U de Mann-Whitney.

La Conductividad eléctrica más alta se presentó en la profundidad 0-5 cm en el área de MET con 116.7 (µS cm-¹) más baja se localizó en el área de pastizal en la profundidad 15-30 cm con un valor de 27.9 (µS cm-¹), EL MET presentó la conductividad eléctrica más alta en todas las profundidades excepto en la profundidad 30-60 cm que fue más bajo que el área de pastizal MET 32.2 (µS cm-¹) y pastizal 34.8 (µS cm-¹).

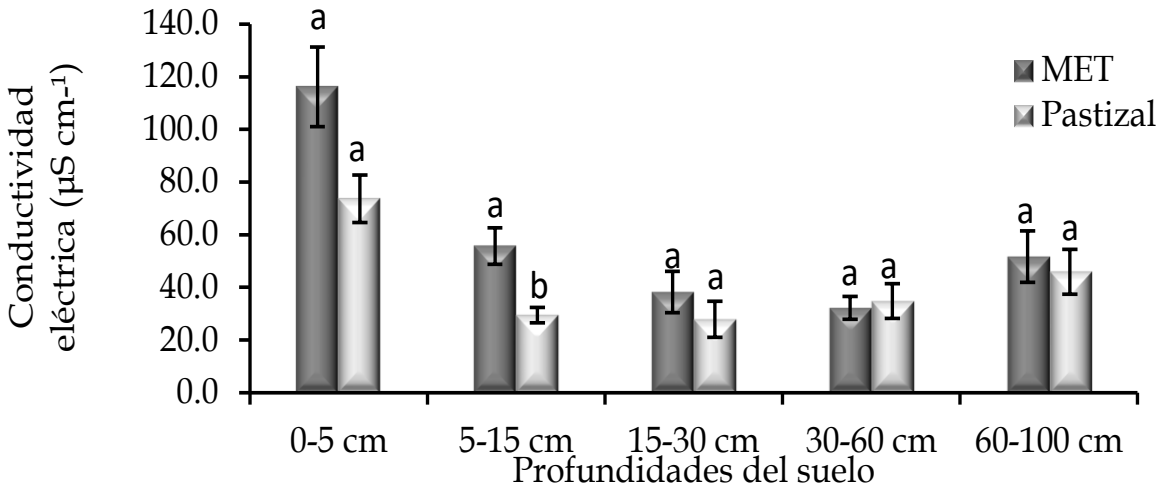


Figura 2. Valores medios para Conductividad eléctrica (µS cm-¹) en cinco profundidades y dos usos del suelo. Medias con distinta letra en una misma profundidad son estadísticamente diferentes (p≤0.05), según la prueba de U de Mann-Whitney

El pH se comportó de una manera similar en todas las profundidades, a excepción de la profundidad 0-5 cm para el área de MET donde el pH fue de 6.5, los valores más bajos para el área de MET se presentaron en las profundidades 15-30, 30-60 y 60-100 cm respectivamente y con valores de 6.1, en cuanto al área de pastizal los valores más altos de pH se presentaron en las profundidades de 30-60 y 60-100 cm con 6.2 y las profundidades de 0-5, 5-15 y 15-30 cm obtuvieron el valor más bajo con un valor de 6.1.

La materia orgánica sufre grandes cambios por el impacto del cambio de uso de suelo, así como la conductividad eléctrica ya que se presentaron disminuciones en ambas variables. Los presentes resultados son similares con lo publicado por López *et al.* (2002), quienes encontraron una disminución en los contenidos de materia orgánica para pastizales a diferencia del área de vegetación natural. González, *et al.* (2011), encontraron resultados opuestos a los nuestros ya que su experimento encontraron valores más altos de pH y CE en el uso de pastizal que en su área testigo, y nosotros encontramos valores más altos en nuestra área testigo.

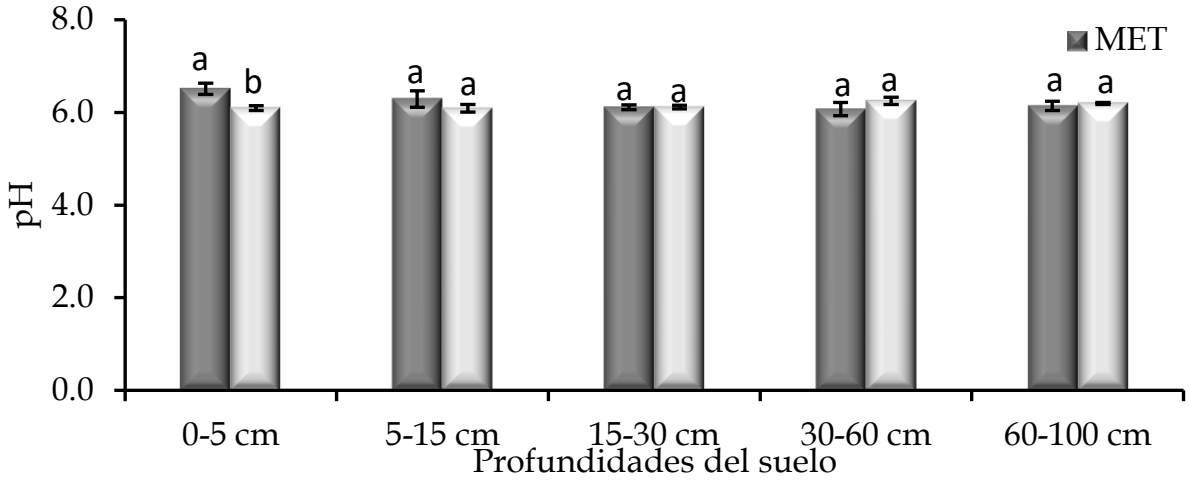


Figura 3. Valores medios para pH en cinco profundidades y dos usos del suelo. Medias con distinta letra en una misma profundidad son estadísticamente diferentes (p≤0.05), según la prueba de U de Mann-Whitney

CONCLUSIONES

El impacto del cambio de uso del suelo de matorral a pastizal presentó una reducción en la materia orgánica del suelo de hasta un 2%, mientas la conductividad tiende a disminuir al realizar el cambio aun área de pastizal de hasta 42.5 (µS cm-¹) en la primera profundidad, por su parte el pH no presento cambios significativos entre los usos del suelo, pero si en la profundidad 0-5 cm.

BIBLIOGRAFÍA

Gougoulias, C., Clark, J. M. & Shaw, L. J. (2014). The role of soil microbes in the global carbon cycle: tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. Journal of the Science

IBM (International Business Machines) (2013). IBM SPSS Statistics for Windows, version 22.0. Armonk, NY, USA: IBM Corp

IUSS Working Group WRB. (2015). World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Secretaría De Medio Ambiente Y Recursos Naturales. Diario Oficial, (Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis), 85. http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3335/1/nom-021-semarnat-2000.pdf

Woerner, M. (1989). Métodos químicos para el análisis de suelos calizos de zonas áridas y semiáridas. Linares, Nuevo León, México: Dpto. Agroforestal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.

López, S., & Guevara, E., & Maturano, M., & Melaj, M., & Bonetto, J., & Meira, S., & Martin, O., & Bárbaro, N. (2002). Absorción de nitrógeno en trigo en relación con la disponibilidad hídrica. Terra Latinoamericana, 20 (1), 7-15.

Romero, M. P., Santamaría, D. M. y Zafra, C. A. (2009) bioingeniería y suelo: abundancia microbiológica, pH y conductividad eléctrica bajo tres estratos de erosión. Umbral Científico, núm. 15. Pp. 67-74 Universidad Manuela Beltrán Bogotá, Colombia

Navarrete, S. A., Vela, C. G., López B. J. y Rodríguez, G. Ma de L. (2011). Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo. ContactoS 80, 29–37 pp.

González, P. A., Atencio, P. J. y García B. (2011). Efecto del cultivo de palma aceitera y pastizales sobre algunas propiedades de los suelos. Rev. Fac. Agron. (LUZ).28 Supl. 1: 478-491

ESTRUCTURA DEL BACTERIOMA Y FUNCIONALIDAD DEL MICROBIOMA EN PLANTAS DE MAÍZ CULTIVADAS BAJO DIFERENTES TÉCNICAS AGRÍCOLAS

Alejandra Miranda Carrazco[1]; Yendi Ebenezer Navarro-Noya[2]; Bram Govaerts[3]; Nele Verhulst[3]; Luc Dendooven[1*]

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Av. Instituto Politécnico Nacional 2508 CP 14740, Ciudad de México, México
[2]Universidad Autónoma de Tlaxcala, Av. Universidad Núm. 1 CP 90070, Tlaxcala, México,
[3]Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo, México-Veracruz km. 45 CP 56237, Texcoco, México
[*]Autor de correspondencia, dendooven@me.com

RESUMEN

Las interacciones entre planta y microorganismos son cruciales para el desarrollo del holobionte. La estructura y funcionalidad del microbioma depende de factores bióticos y abióticos incluyendo las prácticas agrícolas. El efecto de la labranza y la fertilización con N ha sido ampliamente estudiado en la rizósfera, pero el impacto en las comunidades endófitas es menos conocido. En este trabajo, la estructura del bacterioma y la funcionalidad del microbioma asociados a la rizósfera, raíz y tallo de plantas de maíz cultivadas con y sin labranza y con y sin fertilización con N fueron estudiados. El DNA metagenómico fue secuenciado con el método "Diversity Arrays Technology´s sequencing", la composición taxonómica y los rasgos funcionales fueron dilucidados con técnicas bioinformáticas. El principal factor que dio forma a la comunidad microbiana fue el compartimento de la planta. En cuanto a técnicas agrícolas, la labranza no mostro un efecto significativo en el microbioma asociado a plantas, mientras que la fertilización con N impactó significativamente en el microbioma asociado a raíz, pero el efecto fue menor en la rizósfera y el tallo. Además, la abundancia de los genes del ciclo del N fue diferente entre cultivos fertilizados y no fertilizados, principalmente en la raíz. Estudios adicionales sobre cómo influyen los cambios en el microbioma de la raíz en el desarrollo de la planta y el rendimiento agrícola se deben llevar a cabo.

PALABRAS CLAVE: *Comunidades microbianas; fertilización; labranza; metagenómica; taxonomía.*

INTRODUCCIÓN

Las plantas están íntimamente asociadas a una comunidad microbiana que habita dentro del tejido vegetal (endófitos) o en el suelo alrededor de las raíces (microorganismos rizosféricos). La combinación de la planta y los microorganismos asociados a ella se llama holobionte. El estudio integral del holobionte, y no de la planta y los microorganismos como entidades separadas, es crucial para el desarrollo y mejora de las prácticas agrícolas de manera sustentable.

La estructura y funcionalidad de la comunidad microbiana pueden cambiar para mantener la homeostasis de la planta. Los microorganismos asociados a la planta pueden

tener capacidades de promoción vegetal como adquisición de nutrientes, secreción de hormonas, resistencia a enfermedades y tolerancia al estrés. Sin embargo, algunos microorganismos pueden causar patogenia en las plantas (Trivedi *et al*., 2020).

El maíz es cultivado alrededor del mundo con diferentes técnicas agrícolas en una gran variedad de ambientes. La comunidad microbiana asociada a la rizósfera del maíz ha sido estudiada en algunas de estas condiciones (Postma-Blaauw *et al*., 2020; Ouyang y Norton, 2020; Le Guillou *et al*., 2019). Pero, hay menos información sobre las comunidades endófitas y la influencia que tienen las prácticas agrícolas en ellas.

El "Centro Internacional del Manejo del Maíz y el Trigo" (CIMMYT) comenzó un ensayo de campo a largo plazo en 1992 en el "Centro Experimental Norman E. Borlaug (CENEB)" para investigar el efecto de las prácticas agrícolas en las características del suelo y el rendimiento agrícola (Verhulst *et al*., 2011). El objetivo de este estudio fue explorar la composición bacteriana y la funcionalidad del microbioma de comunidades asociadas a plantas de maíz cultivadas con y sin fertilización con N, y con y sin labranza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental y muestreo. Plantas de maíz fueron cultivadas en un ensayo de campo a largo plazo establecido en el "Centro Experimental Norman E. Borlaug (CENEB)" en Obregón, Sonora. El terreno de cultivo se encuentra divido en parcelas sometidas a uno de los siguientes tratamientos: 1) CB, labranza convencional sin fertilización nitrogenada; 2) CB-N, labranza convencional y adición de 3000 kg ha^{-1} de urea; 3) PB, sin labranza ni fertilización nitrogenada; 4) PB-N sin labranza y adición de 3000 kg ha^{-1} de urea. Cada tratamiento se aplica a tres parcelas ubicadas al azar. Los detalles del diseño experimental del ensayo se pueden ver en Verhulst *et al.* (2011). Tres parcelas de cada tratamiento fueron muestreadas en septiembre 2019 cuando el maíz se encontraba en la etapa VT (panojamiento), a su vez, se tomaron tres plantas por parcela (n = 36). El suelo rizosférico, las raíces y los tallos de cada planta fueron separados para su posterior estudio.

Extracción de DNA y secuenciación. Las raíces y tallos fueron desinfectados con agua destilada y etanol (Heffner *et al*., 1996) y el DNA fue extraído por el método con CTAB (Yu *et al*., 2017). Por otra parte, la extracción del DNA del suelo se hizo con el kit "Quit DNA Fecal/Soil Microbe kit" (Zymo Research). La secuenciación del DNA metagenómico fue realizada con el método de secuenciación "Diversity Arrays Technology´s sequencing" (DArT-seq) en la plataforma NovaSeq 6000 (Illumina Inc.).

Análisis de comunidades microbianas. Las secuencias genéticas fueron filtradas y rasuradas. Posteriormente, las lecturas que se alinearon con los genomas de referencia de *Homo sapiens* y *Zea mays* se descartaron. Las anotaciones taxonómica y funcional fueron obtenidas con Krkaen2 (Wood *et al*., 2019) y SUPER-FOCUS (Silva *et al*., 2016) respectivamente. Los análisis estadísticos y visualizaciones fueron hechos en R v.4.1.1 (R Core Team, 2021). La influencia de las prácticas agrícolas y los compartimentos vegetales en la composición y estructura de la comunidad microbiana fueron explorados mediante perMANOVA, mientras que el efecto de cada taxon y característica funcional fue determinado por una prueba de Welch.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El compartimento vegetal fue el principal factor que dio forma al bacterioma del maíz, y no las prácticas agrícolas, de acuerdo con un análisis de componentes principales (PCA) realizado con los datos transformados por análisis composicionales (Fig. 1a). El efecto del compartimento vegetal en el bacterioma fue confirmado por un análisis perMANOVA ($p < 0.001$). Cada compartimento vegetal tiene una variedad única de nichos ecológicos, por lo que la estructura de la comunidad microbiana cambia dentro de la planta (Dastogeer *et al.*, 2020).

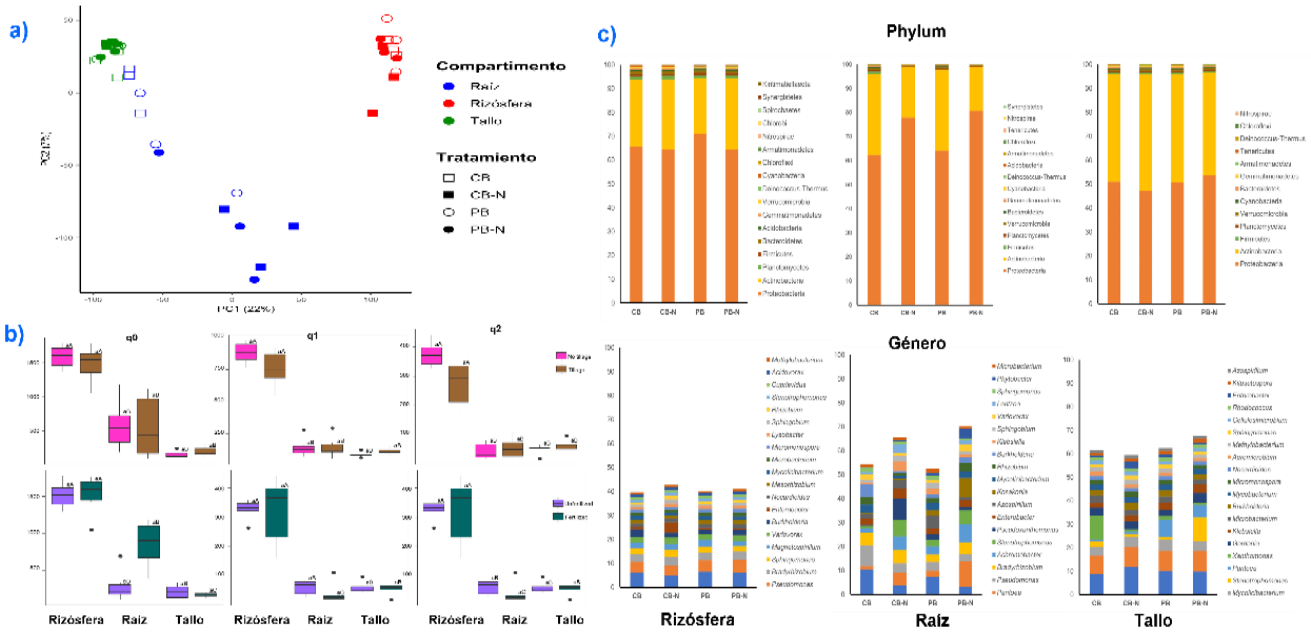


Figura 1. Estructura del bacterioma en la rizósfera, raíz y tallo de plantas de maíz, a) Análisis de Componentes Principales (PCA), b) diversidad alfa de acuerdo con los números de Hill, y c) gráficas de barra de abundancia relativa de comunidad bacterianas a nivel de phylum y género (20 más abundantes).

La labranza no tuvo un efecto significativo en la estructura del bacterioma, pero la fertilización con N influyó significativamente la composición de la comunidad bacteriana asociada a la raíz, pero no a las comunidades de la rizósfera y el tallo. Además, la diversidad alfa, de acuerdo con los números de Hill, mostró mayor riqueza (q=0) y diversidad (q=1, q=2) en el bacterioma de la rizósfera que en los bacteriomas endófitos. Asimismo, se observó un incremento de la riqueza de especies en la raíz cuando las plantas son fertilizadas con N (Fig. 1b). La fertilización con N podría estar influyendo la barrera entre la rizósfera y la raíz, por lo que la cantidad de bacterias que entran a la planta es diferente en cultivos con N añadido que en aquellos sin fertilizante. Los phyla más abundantes en las comunidades bacterianas de maíz fueron Proteobacteria y Actinobacteria, mientras que los géneros

dominantes fueron *Streptomyces* y *Pseudomonas* (Fig. 1c). Sin embargo, a nivel de especie la composición bacteriana fue diferente en cada compartimento estudiado.

Por otra parte, la funcionalidad del microbioma fue analizada en diferentes subsistemas. Un PCA hecho con los datos de funcionalidad más específicos (all_functions) agrupo las muestras por el compartimento vegetal, el resultado fue confirmado con un perMANOVA ($p < 0.001$) (Fig. 2a). Al igual que la estructura del bacterioma, la funcionalidad del microbiana no fue influenciada por la labranza, pero la fertilización con N mostró un efecto significativo en la funcionalidad de microbioma asociado a raíz. Los números de Hill mostraron un incremento en la diversidad de las características funcionales en la raíz, pero una reducción en el tallo en las plantas fertilizadas con N. La diversidad y riqueza de la estructura del bacterioma y la funcionalidad del microbioma disminuyeron de la rizósfera al tallo (Fig. 2b), lo que sugiere que existe una competición más fuerte en la parte aérea de las plantas ya que es un hábitat estrechamente definido (Müller *et al.*, 2016). Las características funcionales más abundantes en el microbioma de la rizósfera y la raíz fueron las relacionadas con metabolismo y respiración, mientras que en la comunidad del tallo predominaron las funciones de regulación, señalización celular y virulencia (Fig. 2c).

Asimismo, la abundancia de los genes del ciclo del N fue diferente entre cultivos sometidos a fertilización a aquellos que no lo fueron. El efecto de la fertilización en dichos genes fue observado en rizósfera, tallo y, principalmente, en la raíz.

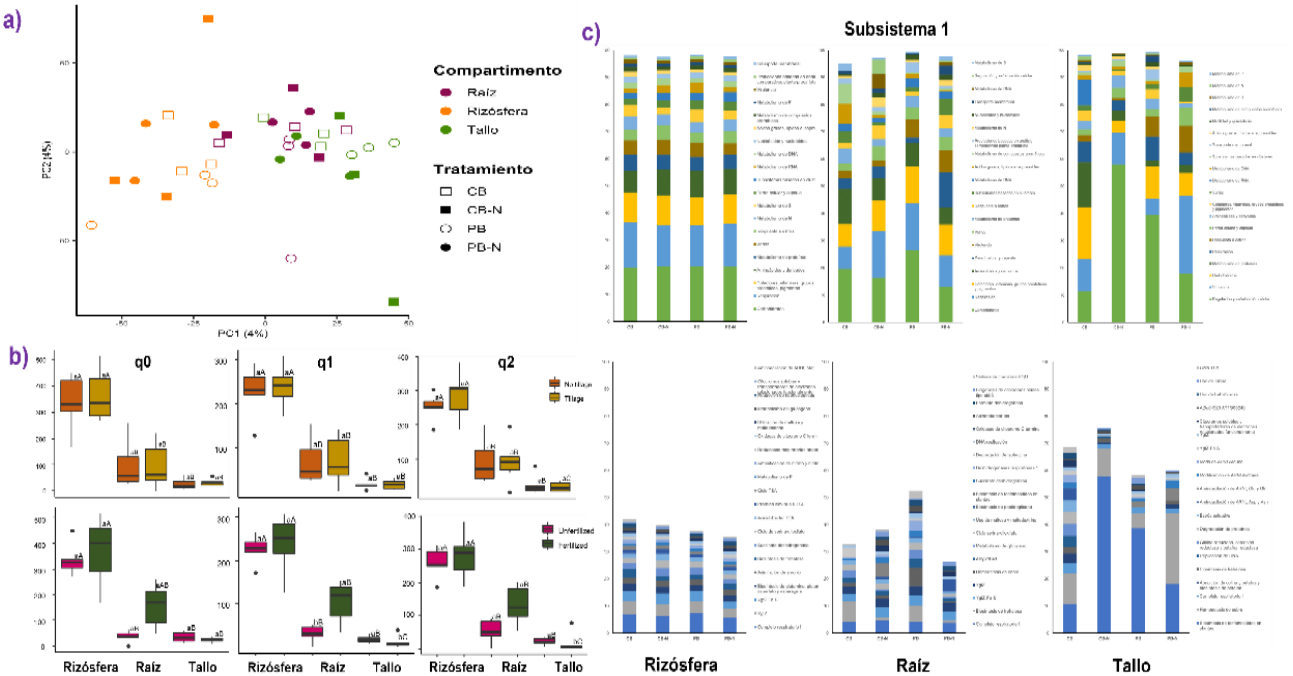


Figura 2. Funcionalidad del microbioma asociado a rizósfera, raíz y tallo de plantas de maíz, a) Análisis de Componentes Principales (PCA), b) diversidad alfa de acuerdo con los números de Hill, y c) gráficas de barra de abundancia relativa de rasgos funcionales en los subsistemas 1 y 3 (20 más abundantes).

CONCLUSIONES

El compartimento vegetal tiene un efecto importante en el ensamble del microbioma en plantas de maíz. La labranza no influyó significativamente en la estructura del bacterioma ni la funcionad del microbioma. Sin embargo, la fertilización con N mostró un efecto en el microbioma asociado a raíz y la abundancia de genes del ciclo del N en los diferentes compartimentos, pero en mayor medida en la raíz.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Ricardo Vázquez Juárez del "*Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste*" por el acceso al servidor informático para la realización de los análisis bioinformáticos. Este estudio fue financiado por el "*Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN*", el "*Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología*", y el "*Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo*".

BIBLIOGRAFÍA

Dastogeer KMG, Tumpa FH, Sultana A, Akter MA, Chakraborty A. 2020. Plant microbiome–an account of the factors that shape community composition and diversity. Curr Plant Biol 23:100161.

Heffner RA, Butler MJ, Reilly CK. 1996. Pseudoreplication revisited. Ecology 77:2558-2562.

Le Guillou C, Prévost-Bouré NC, Karimi B, Akkal-Corfini N, Dequiedt S, Nowak V, Terrat S, Menasseri-Aubry S, Viaud V, Maron PA, Ranjard L. 2019. Tillage intensity and pasture in rotation effectively shape soil microbial communities at a landscape scale. MicrobiologyOpen 8:e00676.

Müller DB, Vogel C, Bai Y, Vorholt JA. 2016. The plant microbiota: Systems-level insights and perspectives. Annu Rev Genet 50:211-234.

Ouyang Y, Norton JM. 2020. Short-term nitrogen fertilization affects microbial community composition and nitrogen mineralization function in an agricultural soil. Appl Environ Microbiol 86:5.

Postma-Blaauw MB, de Goede RGM, Bloem J, Faber JH, Brussaard L. 2010. Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. Ecology 91:460-473.

R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Silva GG, Green KT, Dutilh BE, Edwards RA. 2016. SUPER-FOCUS: a tool for agile functional analysis of shotgun metagenomic data. Bioinformatics 32:354-361.

Trivedi P, Leach JE, Tringe SG, Sa T, Singh BK. 2020. Plant-microbiome interactions: from community assembly to plant health. Nat Rev Microbiol 18: 607-621. Erratum in: Nat Rev Microbiol 19:72.

Verhulst N, Kienle F, Sayre KD, Deckers J, Raes D, Limon-Ortega A, Tijerina-Chavez L, Govaerts B. 2011. Soil quality as affected by tillage-residue management in a wheat-maize irrigated bed planting system. Plant Soil 340:453-466.

Wood DE, Lu J, Langmead B. 2019. Improved metagenomic analysis with Kraken 2. Genome Biol 20:257.

Yu G, Hatta A, Periyannan S, Lagudah E, Wulff BBH. 2017. Isolation of wheat genomic DNA for gene mapping and cloning. Methods Mol Biol 1659:207-213.

CONSUMO DE AGUA Y SU PRODUCTIVIDAD EN UN PASTO TROPICAL INTRODUCIDO (*Brachiaria sp*) EN EL NOROESTE MEXICANO

Jesús Enrique López Avendaño[1*]; Hugo de Jesús López Inzunza[1]; José Ángel Martínez Gallardo[1]; Mitzi Dayanira Estrada Acosta[1]; Martín Abraham Tirado Ramírez[1]

[1] Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Sinaloa.Carretera Culiacán-Eldorado, km 17.5, CP 80000, Culiacán, Sinaloa, México.
*Autor de correspondencia (profe.jesus@uas.edu.mx)

RESUMEN

La región central del estado de Sinaloa en el noroeste mexicano, se caracteriza por un clima semiárido donde la precipitación es insuficiente para el desarrollo adecuado y natural de algunas especies vegetales introducidas, como las correspondientes al género *Brachiaria*; el objetivo del presente trabajo consistió en determinar el consumo de agua y su productividad en el híbrido Convert 330 (*Brachiaria* sp) en una zona semiárida del noroeste mexicano; el trabajo se realizó durante noviembre de 2019 y octubre de 2020 en una pradera de 12 ha localizadas en el Valle de Culiacán, Sinaloa; se utilizó una estación meteorológica para la medición de parámetros climáticos, y se aplicó el método FAO56 para estimar la evapotranspiración de cultivo bajo condiciones no estándar, y posteriormente, la productividad y eficiencia de uso del agua. Se concluyó que el consumo de agua del cultivo fue de 1,221.9 mm y la eficiencia de uso del agua (EUA) fue de 4.034 kg m^{-3} y 3.227 kg m^{-3}, para forraje verde producido y aprovechable por unidad de superficie, respectivamente; mientras que, considerando la materia seca, los valores de EUA fueron de 1.098 y 0.878 kg m^{-3}, para masa seca total producida y aprovechable, respectivamente. Asimismo, se requirieron 247.9 y 309.9 litros del líquido para producir 1 kg de forraje verde y aprovechable, respectivamente; mientras que, para producir 1 kg de materia seca total y aprovechable, se requirieron 910.6 litros de agua y 1,138.3 litros de agua, respectivamente.

PALABRAS CLAVE: *Clima semiárido; evapotranspiración; híbrido Convert 330; método FAO56.*

INTRODUCCIÓN

En México, la ganadería extensiva se practica en la mayor parte del país y en todo tipo de ecosistemas, tanto tropicales y subtropicales como corresponde a los estados de Veracruz, Chiapas, Oaxaca y Tabasco, así como, en ecosistemas áridos y semiáridos como en Sinaloa, Sonora, Tamaulipas y Chihuahua (SIAP, 2021); los sistemas extensivos de producción de bovinos basan su alimentación en el pastoreo de gramíneas tanto nativas como introducidas o bien, pasturas de gramíneas introducidas-naturalizadas; el pastoreo es la manera más práctica y económica para la alimentación de bovinos, garantizando bajos costos de producción; sin embargo, existe la necesidad de intensificar los sistemas de producción de forrajes optimizando los factores relevantes de gestión; uno de los factores que determinan

los índices zootécnicos bajos es la estacionalidad de la producción de forrajes en los períodos más secos (Dantas *et al.*, 2016). Entre las especies forrajeras más importantes en México, se ubican las del género *Brachiaria*, que cubren el 6.5% aproximadamente de la superficie total de pasturas sembradas en la región tropical; entre las especies de este género destacan *Brachiaria brizantha* y *Brachiaria ruziziensis* (Poblete *et al*., 2018).

El pasto hibrido Convert 330 (hibrido *Brachiaria*) es una gramínea generada a partir de dos especies del mismo género, *Brachiaria ruziziensis* y *Brachiaria brizantha*; ambas especies son de origen africano, y en cuanto a requerimientos de agua, se sabe que se adaptan perfectamente a zonas de clima tropical y subtropical con precipitación promedio anual superior a 1000 mm (Merlo *et al*., 2017), por lo que, el pasto híbrido Convert 330 fue desarrollado para esas mismas condiciones climáticas. De esta manera, y considerando que Sinaloa, particularmente la zona del Valle de Culiacán se localiza en una región semiárida con precipitación promedio anual de 690 mm, inferior a los requerimientos de precipitación anual registrados para este pasto, así como la falta de información sobre las necesidades hídricas de Convert 330, y los coeficientes de cultivo necesarios para la aplicación de métodos como FAO56 para determinar el consumo de agua, se estableció como objetivo de este trabajo, determinar el consumo de agua y su productividad en el híbrido Convert 300 (*Brachiaria sp*) en una zona semiárida del noroeste mexicano.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de estudio se localizó en el Valle de Culiacán situado al noroeste de México, con coordenadas 24°53.25' LN y 107°29.42' LO, y se caracteriza por presentar un clima semiárido con temperatura promedio mensual que varía desde 19.2°C hasta 30°C, llegando a presentar una temperatura máxima de 43°C en julio y mínima de 0.6°C en febrero; la precipitación promedio anual es de 690 mm con una temporada de lluvias comprendida desde julio a septiembre donde se concentra el 79% de la precipitación anual, y la temporada más seca es de febrero a mayo con una precipitación concentrada del 1.3%. La textura del suelo es arcillosa con un 48% de arcilla, 34% de arena y 18% de limo, con un contenido volumétrico de humedad a capacidad de campo es de 0.484 cm3 cm^{-3} y a punto de marchitez permanente de 0.288 cm cm^{-3}. El período de estudio considerado para este trabajo fue del 01 de noviembre de 2019 al 15 de octubre del 2020. Para la obtención de los datos climatológicos de la zona de estudio, se utilizó una torre meteorológica de 3 m de altura, la cual contenía instalados los diferentes sensores para medir temperatura del aire, humedad relativa, velocidad del viento, presión barométrica, radiación solar neta y precipitación; las lecturas meteorológicas se registraron cada 10 minutos durante las 24 horas del día, y para el cálculo se obtuvieron los promedios cada 30 min.

Evapotranspiración de referencia (ET_0). La evapotranspiración de referencia (ET_0) se estimó utilizando la ecuación (1), propuesta por Penman-Monteith y modificada por la FAO (Allen *et al*., 2006):

$$ET_0 = \frac{0.408\,\Delta\,(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2\,(e_a - e_s)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34\,u_2)} \qquad (1)$$

Donde, ET_0 es la evapotranspiración de referencia (mm d^{-1}), Rn es la radiación solar neta (MJ m^{-2} d^{-1}), G es el flujo de calor en el suelo (MJ m^{-2} d^{-1}), Δ es la pendiente de la curva de presión de vapor (kPa °C^{-1}), γ es la constante psicométrica (kPa °C^{-1}), T es la temperatura media del aire (°C), u_2 es la velocidad del viento ajustada 2 m de altura (m s^{-1}), (e_a – e_s) representa el déficit de presión de vapor del aire a 2 m de altura (kPa).

Coeficiente dual de cultivo (Kc). Para calcular el coeficiente dual de cultivo (2) se aplicó el procedimiento sugerido por Allen et al. (2006).

$$\mathbf{Kc = KsKcb_{ajus} + Ke} \quad (2)$$

Donde, Ke es el coeficiente de evaporación del suelo. Por otro lado, Ks es el coeficiente de estrés hídrico del cultivo, Kcb_{ajus} es el coeficiente basal del cultivo ajustado con la ecuación.Para calcular el valor de evapotranspiración bajo condiciones no estándar (ETc) se aplicó la metodología FAO56 propuesta por Allen et al. (2006), y se utilizó la ecuación (3).

$$\mathbf{ETc = KcETo} \quad (3)$$

Donde Kc y ETo se definieron anteriormente.

Productividad del Agua. La productividad del agua se calculó en función de la eficiencia del uso de agua, para este trabajo se utilizó la masa de forraje verde (kg) producida y aprovechable, así como la masa de materia seca producida y aprovechable, todos los valores expresados por unidad de superficie.

$$\mathbf{EUA = \frac{Rd}{VAU}} \quad (4)$$

EUA es la eficiencia de uso del agua en kg m^{-3}, Rd es la masa del parámetro a evaluar (kg) y VAU es el volumen de agua utilizado (m^3). Asimismo, se determinó la eficiencia de uso de agua en función del volumen de agua necesario para producir un kilo de materia fresca y seca, mediante la ecuación (5).

$$\mathbf{EUA = \frac{VAU}{Rd}} \quad (5)$$

Donde EUA se expresa en L kg^{-1}, VAU en L y Rd en kg. Para determinar el porcentaje de materia seca, las muestras vegetales se pesaron en húmedo (FV) y posteriormente, mediante una estufa de secado a temperatura constante de 65°C durante 72 horas se obtuvo el valor de materia seca (MS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La temperatura máxima diaria registrada durante el período de análisis fue de 39.6°C que se presentó en el mes de julio y la temperatura mínima diaria fue de 5.3°C que se presentó en el mes de febrero; la precipitación total acumulada durante el período de estudio fue de 492.5 mm, por debajo del promedio anual registrado, sin embargo, la precipitación efectiva estimada fue de 269.9 mm, lo que representa un 54.8% del total precipitado.

Evapotranspiración de referencia (ET_0). Se determinó la evapotranspiración de referencia (ET_0) diaria para todo el período de estudio considerado, registrando el dato máximo de 10.1 mm en el mes de septiembre de 2020, mientras que, el dato mínimo registrado fue de 1.0 mm que se presentó en el mes de febrero de 2020.

Coeficiente dual del cultivo (Kc). Asimismo, se calcularon los valores de Kc dual para las diferentes etapas de desarrollo del cultivo. Los coeficientes de estrés hídrico (Ks) y evaporación (Ke) están ligados a la disponibilidad de agua en el suelo; los cuales, se incrementan con la aplicación del riego y la presencia de lluvia, y se reducen conforme la humedad en el suelo disminuye, tal como lo señalan Allen et al. (2006). Los valores de Kc en la etapa inicial de cada período de corte fueron elevados por el efecto de la evaporación, proceso que predomina considerando que el suelo se encuentra descubierto. Sin embargo, en la etapa media y final de desarrollo, los valores de Kc son bajos debido al efecto del estrés hídrico, considerando, además, que los intervalos de riego que se manejaron fueron largos.

Evapotranspiración del pasto Convert 330 (*Brachiaria sp*) bajo condiciones no estándar (ETc). Se calculó la evapotranspiración del cultivo considerando condiciones no estándar (ETc) para una zona semiárida del noroeste mexicano, considerando un período de 350 días, la ETc estimada fue de 1,221.9 mm, mientras que la lámina de riego aplicada fue de 1,165.4 mm, la relación ETc/Riego es de 1.05, sin embargo, considerando que la lámina de riego es función de la ETc y de la precipitación efectiva, la relación (ETc-Pe)/Riego es de 0.85. Albuquerque *et al*. (2015) estimaron la ETc para el pasto *Brachiaria decumbens* durante un período de 365 días y para condiciones de un clima tropical lluvioso de Brasil, donde el verano es seco y la temporada de lluvias abarca desde inicio de otoño hasta principios de primavera, los valores de ETc que reportaron fueron de 543.43 y 458.46 mm. Estos valores son muy diferentes a los obtenidos en este trabajo, considerando que las condiciones climáticas son completamente diferentes en ambas zonas.

Productividad del agua y Eficiencia de Uso del Agua. Se determinó que el follaje verde del pasto Convert 330 contiene un 27.2% de materia seca y 72.8% de humedad. El volumen de agua total consumido (ET) fue de 12,262 m^3 ha^{-1}; mientras que el volumen de agua total recibido por el cultivo (riego + precipitación efectiva) fue de 14,353 m^3 ha^{-1}. Considerando que la ET es la cantidad de agua utilizada por el cultivo, los resultados muestran que la productividad del agua fue de 4.034 y 3.227 kg m^{-3}, para forraje verde total producido y aprovechable, respectivamente. Mientras que, para materia seca producida y aprovechable, los valores fueron de 1.098 y 0.878 kg m^{-3}, respectivamente. Condori *et al*. (2018) evaluaron la eficiencia de uso de agua del pasto maralfalfa (*Pennisetum sp*.) en diferentes zonas y para diferentes niveles de humedad, encontraron valores de productividad del agua desde 0.17 hasta 4.54 kg m^{-3}, y uso de agua desde 5,804.52 hasta 220.47 L kg^{-1}. Por otro lado, Rueda *et*

al. (2020) evaluaron la eficiencia de uso del agua en *Brachiaria brizantha* y estimaron valores desde 6.10 kg m^{-3} hasta 2.03 kg m^{-3}, considerando diferentes niveles de humedad en el suelo.

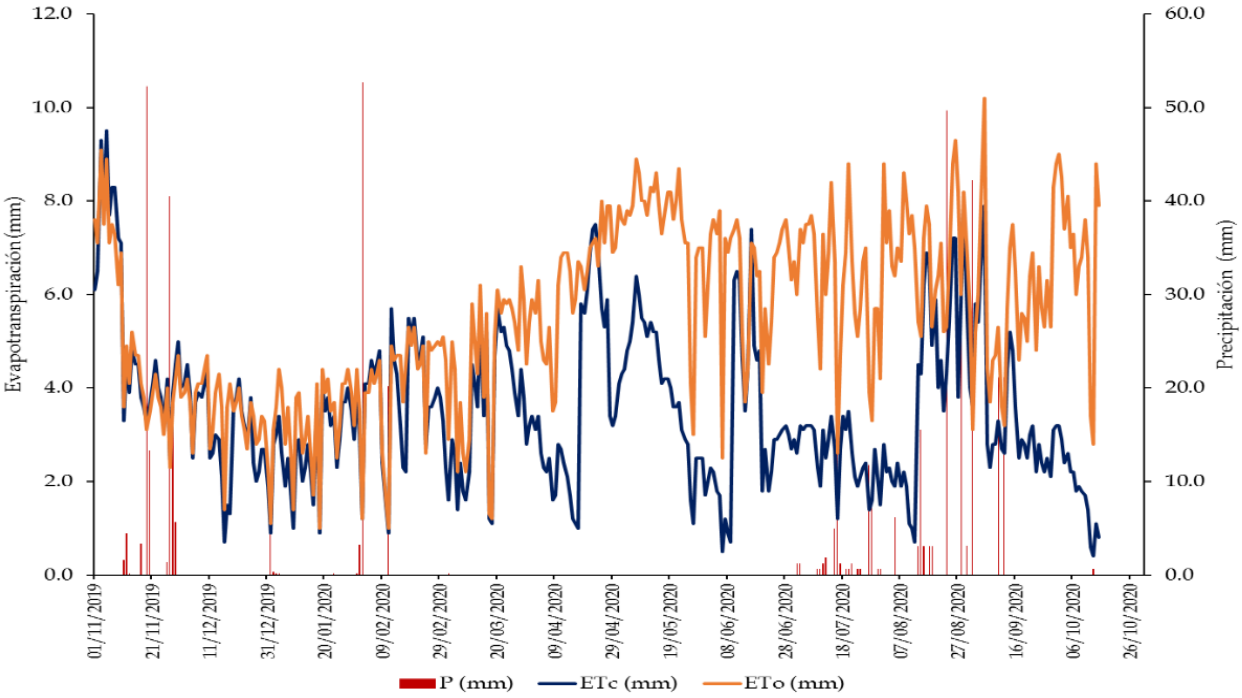


Figura 1. Comportamiento de la evapotranspiración de referencia (ET_0) y evapotranspiración del cultivo (ETc) con respecto a la precipitación efectiva.

CONCLUSIONES

Se obtuvieron los valores de evapotranspiración y coeficientes de cultivo para el pasto híbrido Convert 330, así como la productividad del agua en este cultivo. Tomando en cuenta el manejo del recurso, es posible identificar dos fuentes de desperdicio de agua, por un lado, los desperdicios en la aplicación (método de riego) y, por otro lado, los desperdicios vinculados al desperdicio de forraje verde o materia seca en la pradera; no hay que olvidar que la masa radical no está considerada, lo cual incrementaría la productividad real del agua, sin embargo, sólo se consideró la parte comestible de la planta.

BIBLIOGRAFÍA

Albuquerque Gomes, C., De Sousa Lima, J.R., Dantas Antonino, A.C., Albuquerque Soares, W., Soares de Souza, E., Alves Ribeiro, A., Alves, E.M., Bezerra Machado, C., Tenório Firmino, F.H. (2015). Medição e simulação dos fluxos de energia e evapotranspiração em solo cultivado como *Brachiaria decumbens* na microrregião de Garanhuns-PE. Revista Brasileira de Geografia Física, 8(2), 365-376.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 2006. Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Manual Técnico No. 56. FAO-Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Dantas, G.F., Faria, R.T., Santos, G.O., Dalri, A.B., Palarett, L.F. (2016). Produtividade e qualidade da *Bracharia* irrigada no outono/inverno. Engenharia agrícola, Jaboticabal, 36(3), 469-481. Doi:/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n3p469-481/2016

Merlo Maydan, F.e., Ramírez Avilés, L., Ayala Burgos, A.J., Ku Vera, J.C (2017). Efecto de la edad de corte y la época del año sobre el rendimiento y calidad de *Brachiaria brizantha* (A. Rich.) Staff en Yucatán, México. Journal of the Selva Andina Animal Science, 4(2), 116-127.

Poblete Vargas, J., Valadez Moctezuma, E., García de los Santos, G., Martínez Flores, C., Peralta Martínez, A. (2018). Differentiation of apomictic and sexual genotypes of *Brachiaria* spp., using molecular markers. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios, 5(13), 71-80. Doi: 10.19136/era.a5n13.1180

Rueda da Silva, C.T., Bonfim Silva, E.M., Araujo da Silva, T.J., Rodrigues Pinheiro, E.A., Vieira José, J., Freire Ferraz, A.P. (2020). Yield component responses of the *Brachiaria brizantha* forage grass to soil-water availability in the Brazilian Cerrado. Agriculture, 10(13), 1-16. Doi: 10.3390/agriculture10010013

SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (2021). Consultado en: https://www.gob.mx/siap/documentos/poblacion-ganadera-136762?idiom=es

BIOFORTIFICACIÓN CON YODO EN EL CULTIVO DE VID Y SU IMPACTO EN LA CALIDAD NUTRACÉUTICA

Valeria Belem Ramírez Gottfried[1]; Reyna Roxana Guillén Enríquez[1]; Pablo Preciado Rangel[1]

[1]Tecnológico Nacional de México - Campus Instituto Tecnológico de Torreón. Dirección: Torreón - San Pedro de las Colonias KM 7.5, Ejido Ana, 27170 Torreón, Coahuila. Contacto: Valeria.gottfried@gmail.com

RESUMEN

Las deficiencias de micronutrientes se han incrementado en las últimas décadas debido a la depreciación general de la calidad de la dieta de las poblaciones vulnerables, tanto en los países desarrollados y en desarrollo. Por lo anterior, este trabajo expone el impacto del yodo en la calidad nutracéutica del cultivo de vid (*Vitis vinífera).* Se probaron cinco dosis de yodo en forma de yoduro de potasio a 0.25, 0.5, 0.75, 1.0 y 1.25 mg L^{-1} y un testigo. Los resultados obtenidos demostraron que dosis altas de yoduro de potasio (1.25 mg L^{-1}) favorecieron todos los aspectos de calidad nutracéutica tales como, fenoles, flavonoides, capacidad antioxidante y vitamina C. La biofortificación con yodo puede implementarse como un método confiable en el cultivo de vid, ya que permite obtener bayas con una calidad nutracéutica más alta que los cultivos que no son biofortificados.

PALABRAS CLAVE: *Biofortificación; compuestos fitoquímicos, vitis vinífera.*

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial más de 2 000 millones de personas sufren de deficiencias minerales como el hierro, zinc, yodo y selenio (Leija *et al*., 2016). El yodo es un micronutriente importante en la formación de las hormonas tiroideas, su deficiencia a lo largo de la gestación y en los primeros años de vida produce daño cerebral irreversible y disminución de la capacidad intelectual de los niños (NIE- National Institutes of Health, 2020).

La desnutrición impacta de manera más severa a las mujeres y a los niños: la FAO considera que ésta sigue siendo responsable de más de la mitad de las muertes infantiles en los países en desarrollo. (FAO *et al*., 2014).

La aplicación de yodo a los cultivos ya sea foliar o en solución nutritiva es la manera más practica de incrementa el contenido de este oligoelemento en los productos hortícolas, además de que puede favorece y aumenta el crecimiento, así como los compuestos fitoquímicos, e interviene en procesos vitales como lo son los procesos fotosintéticos, y disminuye el estrés biótico y abiótico (Kiferle *et al.,* 2021). Por otro lado, las bayas de uva son ricas en vitamina C, aportan hidratos de carbono como: glucosa, fructosa, sacarosa, dextrosa, levulosa; también contienen fibra; vitaminas A y B6, ácido fólico y minerales como el potasio, cobre y hierro, además es una fruta que se destaca por su capacidad depurativa y se le atribuyen otras propiedades benéficas para la salud como su efecto antioxidante, antiinflamatorio, desintoxicante, entre otras (Aviña de la Rosa *et al*., 2016). Por lo anterior,

la presente investigación pretende analizar la biofortificación con yodo en el cultivo de vid y su impacto en la calidad nutracéutica.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en Villa Juárez Durango, localizada en las coordenadas: 25°29'02.9"N 103°37'20.7"W. El cultivo de vid fue de la variedad Cabernet Sauvignon, las plantas que se utilizaron para esta investigación se encontraban previamente establecidas teniendo 8 años de producción. Estaban situadas en líneas de 20 plantas a una distancia de 1 metro entre cada una de ellas y 3 metros entre hileras.

Las aplicaciones se realizaron de manera foliar, como fuente de Yodo utilizando Yoduro de potasio (KI, Jalmek®, México), se evaluaron seis dosis de Yodo 0, 0.25, 0.5, 0.75, 1, 1.25 mg L^{-1}, a las plantas testigo solo se les asperjo agua destilada. Los tratamientos fueron establecidos en campo bajo un diseño bloques al azar. Para la aplicación de cada tratamiento se utilizó una mochila aspersora manual de la marca (ANTARIX®, México) en donde se depositaron 3 L de agua, 3 mL de un surfactante de la marca (Break Thru®, México).

Para la determinación de calidad nutracéutica se realizó una obtención de extractos la cual se determinó con la técnica de (Salas *et al*., 2016).

Fenoles. Se determinó según el método de Folin-Ciacalteau con modificaciones (Singleton *et al*., 1999). Se utilizó un espectrofotómetro para medir su absorbancia a 765 nm. Las unidades que se reportan son mg GAE 100 g PF.

Flavonoides. Se determinaron con base en la técnica de (Lamaison, 1990). Se utilizó un espectrofotómetro para medir la absorbancia a 510 nm. Las unidades que se reportan son mg QE 100 g PF.

Vitamina C. Se determinó utilizando la técnica de (Hernández *et al*., 2019). Utilizando 5.2 diclorofenolindofenol para titular 20 mL del diluido. Las unidades que se reportan son mg 100 g PF.

Capacidad antioxidante. Se determinó en base a la técnica de (Brand-Williams et al., 1995). Se usó un espectrofotómetro UV/VIS (VE-5100UV) para medir la absorbancia a 517 nm. Las unidades que se reportan son µM Trolox 100 g PF.

Los datos de las variables evaluadas fueron analizados mediante un análisis de varianza y para la separación de medias se utilizó la prueba de Tukey (P≤ o.05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La aplicación de yodo como KI afectó significativamente el contenido de compuestos fenólicos en las bayas de vid (Figura 1a), mostrando una tendencia creciente, donde el tratamiento de 1.25 mg L^{-1} fue el que obtuvo los mayores valores con 324.176 mg GAE100 g peso fresco. Estos resultados son deseables debido a que la obtención de alimentos de origen vegetal con un alto contenido de compuestos fenólicos es deseable ya que estos compuestos aumentan la calidad nutricional de los alimentos (Schiavon *et al*., 2020).

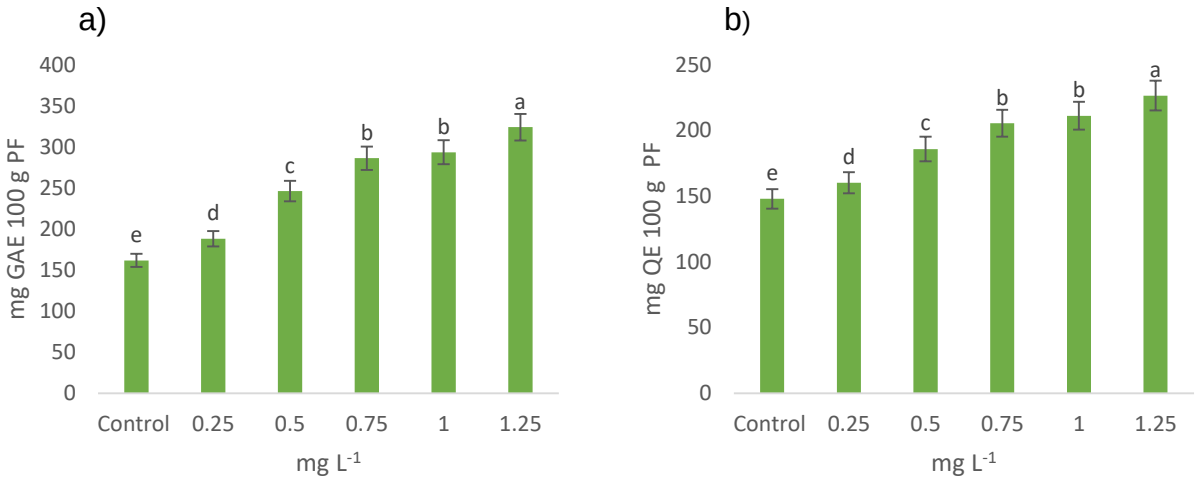


Figura 1. Efecto de la fertilización foliar con KI en los compuestos fenólicos (a), flavonoides (b) en bayas de vid.

Respecto a los flavonoides, la dosis de 1.25 mg L^{-1} (Figura 1b) mostró la concentración más alta con 226.64 mg QE 100 g PF incrementando un 34.69% respecto al tratamiento testigo que obtuvo 148 mg QE 100 g PF. Se ha demostrado que la biofortificación con micronutrientes como el yodo favorece el incremento de flavonoides, según lo descrito en el trabajo de (Smolen *et al.*, 2017).

El contenido de vitamina C fue afectado significativamente por la aspersión foliar de yodo, la mayor dosis obtuvo un valor de 27.867 mg 100 g PF, en cambio el tratamiento testigo obtuvo un valor de 8.967 mg 100 g PF (Figura 2a). Osuna *et al.*, (2014), Reportaron similares resultados en el contenido de vitamina C en tuna (Opuntia ficus-indica L.) por la aplicación de yodo.

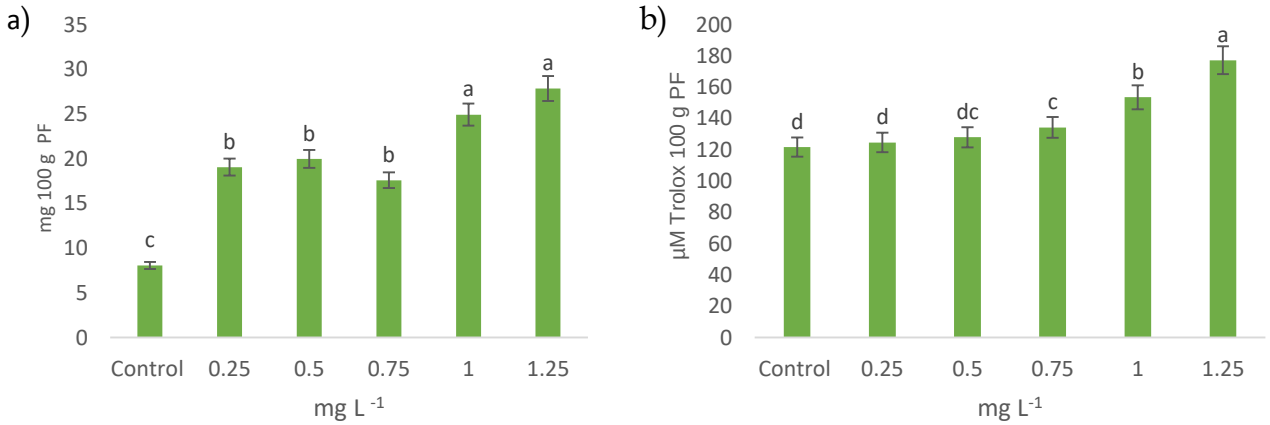


Figura 2. Efecto de la fertilización foliar con KI en el contenido de vitamina c (a) y la capacidad antioxidante en bayas de vid (b).

La aspersión foliar de yodo como KI afectó significativamente la capacidad antioxidante de las bayas de vid (Figura 2b) obteniendo los mayores valores con el tratamiento de 1.25 mg L^{-1}, logrando una acumulación de 177.209 uM Meq Trolox 100 g PF, en comparación al tratamiento testigo que obtuvo la menor acumulación de compuestos antioxidantes presentando valores de 121.718 Meq Trolox 100 g PF. Los anteriores resultados concuerdan con lo señalado por Franco *et al*., (2017), al mencionar que la capacidad antioxidante de hortalizas se ve influenciada por la cantidad de fenoles totales presentes. Esto nos indica que con la aplicación foliar de al menos 0.75 mg L^{-1} de KI es posible aumentar la capacidad antioxidante en las bayas vid.

CONCLUSIONES

La concentración de 1.25 mg L^{-1} de yodo como KI favoreció los compuestos bioactivos incluyendo los fenoles, flavonoides, capacidad antioxidante y vitamina C, los cuales se consideran beneficiosos para la salud.

BIBLIOGRAFÍA

Aviña de la Rosa, D. M. d. R., J. CarranzaTellez, B. A. Vázquez-Huirtrón and J. Carranza-Concha. 2016. Capacidad antioxidante y contenido fenólico de uva blanca (*Vitis vinifera* L.) sin semilla. Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología en Alimentos. 1(1): 801-805.

Bouis HE, Saltzman A. 2017. lmproving nutrition through biofortification: A review of evidence from HarvestPlus, 2003 through 2016. Global Food Security. 31(12): 49 -58.

Brand-Williams, M.E. Cuvelier, C. Berset. 1995. Use of a free radical method to evaluate antioxidant activity, LWT - Food Science and Technology. 28 (1): 25-30.

FAO, IFAD, WFP (Food and Agriculture Organization of the United Nations-International Fund for Agricultural Development-World Food Programme). 2014. The state of Food Insecurity in the World 2014. Strengthening the enabiling environment for food security and nutrition. Rome, FAO. Fecha de consulta: 30 de Julio 2022.

Fisher P. W. F., L'. Abbe M. R, and Giroux A. 1986. Colorimetric determination of total iodine in foods by iodide-catalyzed reduction of Ce^{+4} J. Assoc. Official Anal. Chem. 69 (1): 687-689.

Franco Bañuelos, Ambrosio, Contreras-Martínez, Cristina S., Carranza-Téllez, José, Carranza-Concha, José. 2017. Contenido de fenoles totales y capacidad antioxidante de uvas no nativas para vino cultivadas en Zacatecas, México. Agrociencia. 51(6): 661-671.

Hernández Hernández, H.; Quiterio-Gutiérrez, T.; Cadenas-Pliego, G.; Ortega-Ortiz, H.; Hernández-Fuentes, A.D.; Cabrera de la Fuente, M.; Valdés-Reyna, J.; Juárez-Maldonado, A. 2019. Impact of selenium and copper nanoparticles on yield, antioxidant system, and fruit quality of tomato plants. 8 (1): 355.

Kiferle, Claudia. M Martinelli, AM Salzano, S Gonzali, S Beltrami, PA Salvadori, K Hora, HT Holwereda, A Scaloni and P Perata. 2021. Evidences for a nutrional role of iodine in plants. Frontiers in Plant Science. 12:1-18.

Lamaison, J. L. C. and Carnet, A. 1990. Contents in main flavonoid compounds of Crataegus Monogyna Jacq. and Crataegus laevigata (Poiret) D. C. flowers at different development stages. Pharmaceutica Acta Helvetica. 65 (1): 315-320.

Leija-Martínez, Paola, Benavides-Mendoza, Adalberto, Rocha-Estrada, Alejandra, & Medrano-Macías, Julia Rosa. 2016. Biofortificación con yodo en plantas para consumo humano. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas. 7(8): 2025-2036.

NIE- National Institutes of Health, 2020 https://ods.od.nih.gov/factsheets/iodine-DatosEnEspanol/ Fecha de consulta: 30 de Julio 2022.

Osuna, H. T. G., Mendoza, A. B., Morales, C. R., Rubio, E. M., Star, J. V., and Ruvalcaba, R. M. 2014. Iodine application increased ascorbic acid content and modified the vascular tissue in Opuntia ficus-indica L. Pak. J. Bot. 46(1): 127-134.

Salas-Pérez, Lilia; Gaucín-Delgado, Jazmín Montserrat; Preciado-Rangel, Pablo; FortisHernández, Manuel; Valenzuela-García, Jesús Rodolfo; Ayala-Garay, Alma Velia. Efecto del ácido benzoico en la capacidad antioxidante de germinados de trigo Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas. 17: 3397- 3404.

Schiavon M, Nardi S, Dalla Vecchia F, Ertani A. 2020. Selenium biofortification in the 21 st centuary: status and challenges for healthy human nutrition. Plant Soil. 453(1-2): 245-270.

Singleton, V.L.; Orthofer, R.; Lamuela-Raventós, R.M. 1999. Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants using a Folic-Ciocalteu Reagent. Meth. Enzymol. 299(1): 152–178.

Smolen Sylwester, Kowalska Iwona, Kováčik Peter, Halka Mariya, Sady Włodzimierz. 2019. Biofortification of Six Varieties of Lettuce (*Lactuca sativa* L.) With Iodine and Selenium in Combination With the Application of Salicylic Acid. Frontiers in Plant Science. 3 (10): 1-13.

Vir, S. C. 2012. Current status of iodine deficiency disorders (IDD) and strategy for its control in India. Indian J. Ped. 69(7): 589

USO DE NANOPARTÍCULAS DE TiO_2, ZnO, Fe_XO_X o Ag PARA INCREMENTAR EL RENDIMIENTO DE TRIGO (*Triticum durum* Desf.)

Andres Patricio Torres Gómez[1]; Cesar Roberto Sarabia Castillo[1]; Gabriela Guillen Cruz[1]; Fabián Fernández-Luqueño[1]

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Saltillo. Parque industrial Saltillo-Ramos Arizpe, Av. Industria metalúrgica 1062, C.P. 25900 Ramos Arizpe, Coah. andres.torres@cinvestav.edu.mx

RESUMEN

Debido a la alta demanda de alimentos a nivel mundial, la agricultura debe proveer más alimentos a través de nuevas tecnologías, algunas de las cuales están relacionadas con el uso de nanopartículas (NPs). El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de diversas NPs metálicas en el pH, conductividad eléctrica, materia orgánica y biomasa microbiana del suelo, así como en la longitud de espiga y rendimiento de plantas de trigo (*Triticum durum* desf. cv. Samayoa), cultivadas en condiciones de campo durante 130 días después de la siembra (DDS). El suelo de 25 unidades experimentales de 9 m^2 cada una, fue tratado con 0 o 200 g ha^{-1} de NPs de TiO_2, ZnO, Fe_XO_X o Ag, en un diseño experimental completamente aleatorizado, durante un ciclo agrícola. Conclusión: la aplicación de 200 g ha^{-1} de NPs de ZnO incrementó significativamente el rendimiento del trigo en un 72.41% comparado con el control. La biomasa microbiana se incrementó significativamente en el suelo tratado con NPs de ZnO respecto a los demás tratamientos.

PALABRAS CLAVE: *Calidad del suelo; fertilidad de suelo; microorganismos del suelo; nanotecnología agrícola; nutrición de cultivos.*

INTRODUCCIÓN

La agricultura como pilar de la sociedad humana y actividad principal por la que se producen alimentos para los más de 7.7 mil millones de habitantes, ha provocado el desgaste de los suelos y contribuido al cambio climático, debido al uso desmedido de fertilizantes químicos. Sin embargo, el uso de insumos químicos aún es necesario para producir y proveer alimento a la población (Eslava-Eljaiek, 2018). La nanotecnología (NT) se ha empleado en la agricultura desde la última década, con el fin de proteger e incrementar la producción de cultivos. No obstante, aún no se tienen estudios concluyentes sobre el impacto de los nanomateriales (NMs) o nanopartículas (NPs) en las propiedades fisicoquímicas o biológicas del suelos, ni sobre las interacciones NPs-microorganismos del suelo (Gardea-Torresdey *et al.*, 2014; Roco, 2003).

El pH del suelo define la forma y mecanismo en que las NPs de Zn incrementen o disminuya el Zn del suelo disponible para los cultivos, en el caso de suelos calcáreos en

donde en Zn está en menor cantidad, las NPs tienen un efecto positivo en el crecimiento de cereales (García-Gómez *et al.*, 2018).

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en campo durante un ciclo agrícola, en una parcela localizado en la Hda. San Isidro de Gómez, Mpo. de General Cepeda, Coahuila de Zaragoza, México (Latitud 25°18'05", Longitud -101°23'26"). La parcela se ha utilizado para siembra de maíz durante varios años, sin la adición de fertilizantes químicos u orgánicos. El diseño experimental empleado fue un completamente aleatorizado, con cinco tratamientos y cinco réplicas, con unidades experimentales de 9m^2, con bordos de un metro de ancho.

Se realizó un muestreo de suelo en campo con base en el método normalizado para obtener doce muestras de suelo, de las cuales se hicieron tres subgrupos de cuatro muestras (Sosa, 2012). El muestreo del suelo se realizó considerando una profundidad de 0 a 20 cm, debido a que en esa zona se encuentra la mayor actividad microbiana y esa es la profundidad en la que crecen las raíces de trigo (Sosa, 2012). Posteriormente, se realizó la caracterización fisicoquímica del suelo con base en (Pérez Moreno *et al.*, 2019). El experimento se montó en 25 parcelas de 9m^2 separadas por bordos de un metro de ancho, empleando un diseño experimental completamente al azar para evaluar cuatro tipos de NPs (TiO_2-NPs, ZnO-NPs, FexOx-NPs, y Ag-NPs) y un tratamiento control (sin NPs), con cinco repeticiones. Antes de la siembra de semillas de trigo (*Triticum durum* desf. cv. Samayoa) se suministró un riego de una lámina de agua de 15 cm. La densidad de siembra fue de 140 kg ha^{-1}. El riego se aplicó con base en las necesidades del cultivo requería. Las variables evaluadas en suelo fueron pH, conductividad eléctrica, materia orgánica y biomasa microbiana, mientras que en planta se evaluó peso seco de planta, peso seco de semilla y longitud de espiga. La dosis de las NPs fue de 0 (tratamiento control) o 200 g ha^{-1}. Los muestreos destructivos se realizaron a los 60 y 130 días después de la siembra (DDS). El análisis de datos estuvo sujeto a un análisis de varianza (ANOVA), y las medias fueron comparadas mediante el análisis de Tukey usando el software Minitab 18.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades iniciales del suelo fueron pH 7.1, conductividad eléctrica (CE) 340.96 µS cm^{-1}, contenido de materia orgánica del suelo (MO) de 4.2% y densidad aparente de 1.2 g cm^{-3}.

El pH y la CE de los suelos tratados con NPs fueron estadísticamente iguales al tratamiento control, a los 130 DDS. Sin embargo, sí hubo un incremento de pH y CE a través del tiempo, lo cual es evidente al comparar los resultados de dichas variables al inicio del experimento y a los 130 DDS. Esto se atribuye a los riegos efectuados y a la actividad microbiana es decir a las prácticas agrícolas aplicadas al cultivo (Cuadro 1; (Masseroni *et al.*, 2021).

Además, el porcentaje de MO fue estadísticamente igual en suelos tratados con NPs de Zn y Fe, comparadas con el tratamiento control. Sin embargo, las NPs de Ti o Ag disminuyeron significativamente el porcentaje de MO debido a que se ha observado que las NPs de Ag afectaron negativamente el metabolismo de los microorganismos del suelo, y redujeron la actividad de la ureasa y fosfatasa en suelos calcáreos, las NPs de TiO_2, tienen actividad antimicrobiana lo que puede contribuir a que la actividad microbiana se reduzca así mismo estas NPs producen especies reactivas de oxígeno en el suelo (He *et al.*, 2016; Rahmatpour *et al.*, 2017) (Zhu *et al.*, 2019).

Cuadro 1. Propiedades de un suelo agrícola tratado con 200 g ha^{-1} de nanopartículas (NPs) y cultivado con trigo en condiciones de campo, durante 130 días.

Tratamiento	pH	CE (µS cm^{-1})	MO (%)
T1[€]	8.4±0.04 a	579.6±38.05 a	5.98±0.01 a
T2	8.4±0.02 a	500.5±24.74 a	4.74±0.25 c
T3	8.6±0.05 a	498.1±38.37 a	6.30±0.07 a
T4	8.4±0.10 a	523.4±21.10 a	5.88±0.06 ab
T5	8.3±0.14 a	629.4±80.59 a	5.1±0.27 bc

[€] T1= Control, T2=TiO_2-NPs, T3=ZnO-NPs, T4=Fe_xO_x-NPs y T5=Ag-NPs
CE = Conductividad eléctrica; MO = Materia orgánica

El rendimiento de la cosecha es superior en el tratamiento tratado con ZnO-NPs, la productividad en la mejor época del año para el cultivo (otoño-invierno) fue mayor que el promedio reportado (8.5 ton Ha^{-1}) en el mismo periodo de siembra. Se observa también que el menor rendimiento se obtuvo en el tratamiento con TiO^2-NPs y Ag-NPs, de acuerdo con la literatura estas NPs tuvieron actividad antimicrobiana y se puede atribuir este bajo rendimiento en la cosecha (Cox *et al.*, 2016; El-Temsah y Joner, 2012), como se observa también en la Cuadro 2, el peso seco de la planta (DW) fue mayor con el tratamiento con ZnO-NPs lo cual se puede atribuir a que se convierte en un micronutriente, antioxidante y que contribuye a que el cultivo adsorba amonio (Babaei *et al.*, 2017).

Cuadro 2. Rendimiento total de la cosecha de trigo (*Triticum durum* Desf.) cultivado en suelo agrícola en condiciones de campo tratado con 200 g ha^{-1} de NPs, durante 130 días

Tratamiento	**DW(Ton ha^{-1})**	**Rendimiento (Ton ha^{-1})**
T1[€]	13.85±0.34 c	6.67±0.49 bc
T2	14.71±0.17 bc	4.25±0.26 d
T3	18.27±0.50 a	11.5±0.48 a
T4	14.74±0.08 bc	7.09±0.17 b
T5	15.44±0.08 b	5.3±0.08 cd

[€] T1= Control, T2=TiO_2-NP, T3=ZnO-NP, T4=FexOx-NP y T5= Ag-NP. DW= peso seco de la planta

El tratamiento con FexOx-NPs (T4) incrementó significativamente la longitud de la espiga, comparado con los otros tratamientos. Lo anterior se atribuye a que las FexOx-NPs ceden iones de Fe, el cual al ser un micronutriente esencial para las plantas, contribuye al desarrollo de los cultivos y favorece los consorcios microbianos, quienes podrían solubilizar nutrientes, sintetizar metabolitos y promover el crecimiento vegetal (Rajput *et al.*, 2020).

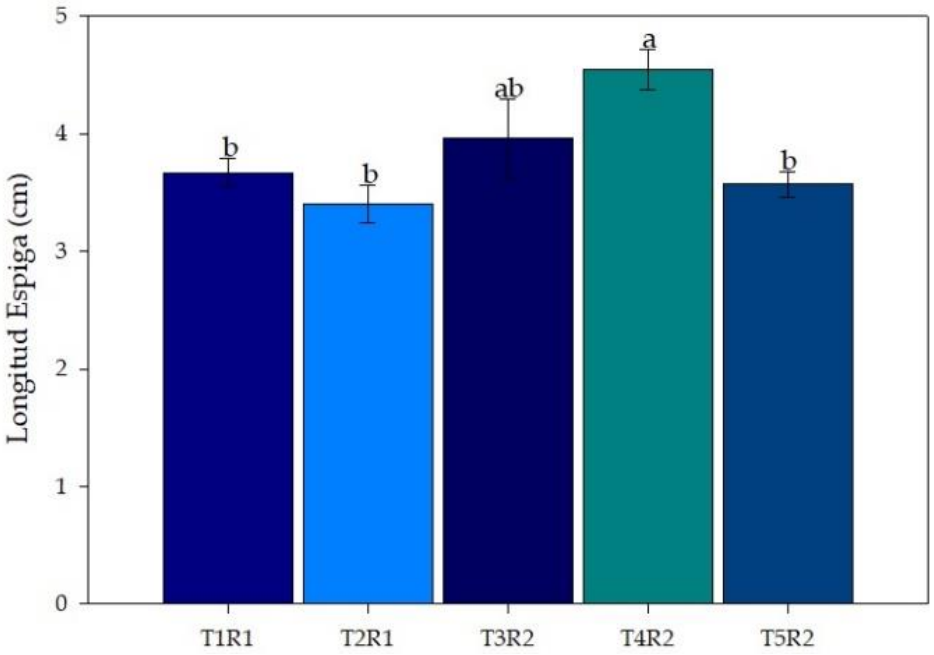


Figura 1. Longitud de la espiga de plantas de trigo Samayoa C2004 cultivadas en campo en una parcela agrícola tratada con 200 g NPs ha^{-1}. T1= Control, T2=TiO_2-NPs, T3=ZnO-NP, T4=FexOx-NPs y T5= Ag-NPs.

En condiciones iniciales, T1 (control) y T4 (FexOx-NPs, la medición de la Biomasa Microbiana es estadísticamente igual siendo que entre estos tratamientos no hay una diferencia significativa al término de la cosecha. En T2 (TiO_2-NPs) y T5 (Ag-NPs) se obtuvo la biomasa microbiana menor lo cual concuerda con literatura en que estas NPs tienen un efecto antimicrobiano en el suelo (Cox *et al.*, 2016; El-Temsah y Joner, 2012). Se observa que la biomasa microbiana en el T3 (ZnO-NPs) es mayor en comparación con todos los tratamientos concuerda con que estas NPs además de ser promotoras de crecimiento en plantas, estimulan la actividad microbiana en la rizosfera (Landa, 2021).

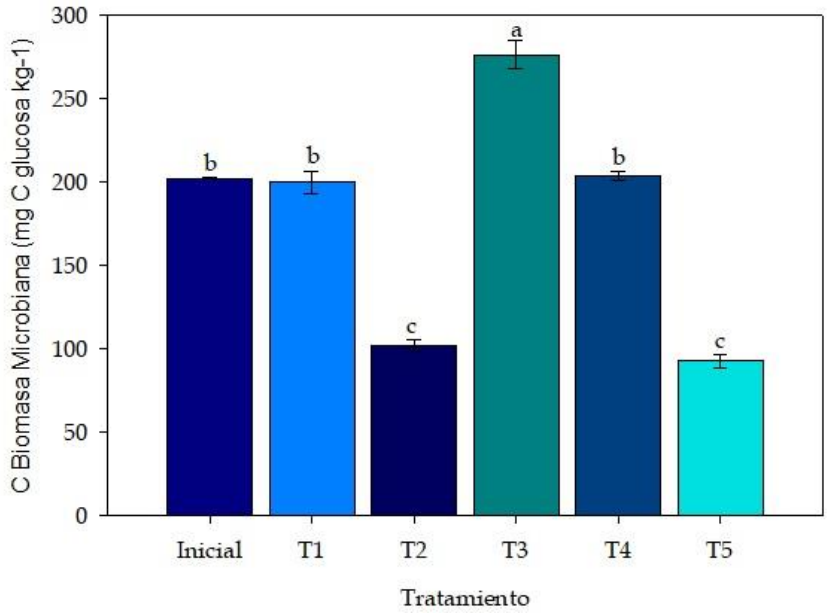


Figura 2. Biomasa Microbiana (mg C glucosa kg^{-1}) del suelo inicial y al final de la cosecha. T1= Control, T2=TiO_2-NPs, T3=ZnO-NP, T4=FexOx-NPs y T5= Ag-NPs

CONCLUSIONES

El rendimiento de la cosecha fue mejor que el promedio reportado por INIFAP en el tratamiento con ZnO-NPs en el mismo periodo de cultivo (otoño-invierno), esto atribuido a que estas NPs son promotoras de crecimiento aunado a que se transforman en el suelo y funcionan también como un micronutriente y antioxidante. La biomasa microbiana concuerda con los resultados ya que la mayor medición se dio en el tratamiento con ZnO-NPs y la menor medición se dio en los tratamientos con TiO_2-NPs y Ag-NPs, lo cual concuerda con su actividad antimicrobiana.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por los proyectos 'Ciencia Básica SEP-CONACyT-151881', 'FONCYT-COAHUILA COAH-2019-C13-C006', y 'FONCYT-COAHUILA COAH-2021-C15-C095', del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía (Cinvestav- Saltillo), y por Cinvestav Zacatenco. Ing. Araceli Gutiérrez e Ing. Roberto Torres por la colaboración en el montaje y cosecha del cultivo en campo.

BIBLIOGRAFÍA

Babaei, K., Seyed Sharifi, R., Pirzad, A., & Khalilzadeh, R. (2017). Effects of bio fertilizer and nano Zn-Fe oxide on physiological traits, antioxidant enzymes activity and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.) under salinity stress. *Journal of plant interactions*, *12*(1), 381-389, Article 1.

Cox, A., Venkatachalam, P., Sahi, S., & Sharma, N. (2016). Silver and titanium dioxide nanoparticle toxicity in plants: a review of current research. *Plant Physiology and Biochemistry*, *107*, 147-163, Article 1.

El-Temsah, Y. S., & Joner, E. J. (2012). Impact of Fe and Ag nanoparticles on seed germination and differences in bioavailability during exposure in aqueous suspension and soil. *Environmental toxicology*, *27*(1), 42-49, Article 1.

Eslava-Eljaiek, P. (2018). Retos del milenio: la pobreza extrema y el hambre, una reflexión. *Intropica*, 11-12, Article 1.

García-Gómez, C., Obrador, A., González, D., Babín, M., & Fernández, M. D. (2018). Comparative study of the phytotoxicity of ZnO nanoparticles and Zn accumulation in nine crops grown in a calcareous soil and an acidic soil. *Science of the Total Environment*, *644*, 770-780, Article 1.

Gardea-Torresdey, J. L., Rico, C. M., & White, J. C. (2014). Trophic transfer, transformation, and impact of engineered nanomaterials in terrestrial environments. *Environmental science & technology*, *48*(5), 2526-2540, Article 1.

He, S., Feng, Y., Ni, J., Sun, Y., Xue, L., Feng, Y., Yu, Y., Lin, X., & Yang, L. (2016). Different responses of soil microbial metabolic activity to silver and iron oxide nanoparticles. *Chemosphere*, *147*, 195-202, Article 1.

Landa, P. (2021). Positive effects of metallic nanoparticles on plants: overview of involved mechanisms. *Plant Physiology and Biochemistry*, *161*, 12-24, Article 1.

Masseroni, M. L., Pérez, M. M., Sartor, P. D., Rorig, M. L., & Merini, L. J. (2021). Influencia de factores edafo/climáticos sobre poblaciones microbianas de suelos áridos con agricultura bajo riego. *RediB*, *43*, Article 2.

Pérez Moreno, A., Sarabia Castillo, C. R., Medina Pérez, G., Pérez Hernández, H., Roque de la Puente, J., González Pozos, S., Corlay Chee, L., Chamizo Checa, A., Campos Montiel, R. G., & Fernández Luqueño, F. (2019). Nanomaterials modify the growth of crops and some characteristics of organisms from agricultural or forest soils: An experimental study at laboratory, greenhouse and land level. *Mexican journal of biotechnology*, *4*(4), 29-49, Article 1.

Rahmatpour, S., Shirvani, M., Mosaddeghi, M. R., Nourbakhsh, F., & Bazarganipour, M. (2017). Dose–response effects of silver nanoparticles and silver nitrate on microbial and enzyme activities in calcareous soils. *Geoderma*, *285*, 313-322, Article 1.

Rajput, V., Minkina, T., Mazarji, M., Shende, S., Sushkova, S., Mandzhieva, S., Burachevskaya, M., Chaplygin, V., Singh, A., & Jatav, H. (2020). Accumulation of nanoparticles in the soil-plant systems and their effects on human health. *Annals of Agricultural Sciences*, *65*(2), 137-143, Article 1.

Roco, M. C. (2003). Nanotechnology: convergence with modern biology and medicine. *Current opinion in biotechnology*, *14*(3), 337-346, Article 1.

Sosa, D. (2012). Técnicas de toma y remisión de muestras de suelo. *INTA*, *1*, 5, Article 1.

Zhu, Y., Wu, J., Chen, M., Liu, X., Xiong, Y., Wang, Y., Feng, T., Kang, S., & Wang, X. (2019). Recent advances in the biotoxicity of metal oxide nanoparticles: impacts on plants, animals and microorganisms. *Chemosphere*, *237*, 124403, Article 1.

DISTRIBUCIÓN DE HALÓFITAS DEL GÉNERO *Suaeda* spp. Y SU RELACIÓN CON EL CLIMA SEMIÁRIDO Y SUELOS SALINOS

Francyelli Regina Costa Becheleni[1]; Enrique Troyo Diéguez[1]; Fernando Ayala Niño[2]; Luis Alejandro Bustamante Salazar[3].

[1]Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR), Av. Instituto Politécnico Nacional No. 195, Colonia Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz 23096, Baja California Sur, México; fbecheleni@pg.cibnor.mx.

[2]Unidad de Biotecnología y Prototipos, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México (FES-Iztacala UNAM), Av. de los Barrios No. 1, Bario de los Héroes, México 54090, Estado de México.

[3]Departamento de Análisis Instrumental, Facultad de Farmacia, Universidad de Concepción (UdeC), Av. Víctor Lamas No. 1290, Concepción 4070386, Chile.

RESUMEN

La halófita *Suaeda edulis* (romerito) es una especie tolerante a suelos salinos, por lo cual es interesante investigar como recurso alternativo para aquellas zonas donde se enfrentan problemas de escasez de agua dulce y de salinización de los suelos agrícolas. Debido a la nula información sobre esta especie para regiones con tal problemática, estudios sobre otras especies del género *Suaeda* resultan útiles como referencia. Se consultaron las bases de datos eHALOPH, Calflora, Naturalista, Plants for a future, plants-USDA y Red de Herbarios del Noroeste de México, revisando la distribución y relación existente con el clima y suelos salinos predominantes. Al considerar *S. edulis* como referencia para el análisis de la distribución de otras especies de *Suaeda* en el noroeste de México, se confirma que es una planta tolerante a la salinidad con valor comercial, establecida en el centro y oeste de México donde el régimen climático se caracteriza por temperaturas moderadas y altas precipitaciones. Después de haber concluido la revisión en las fuentes consultadas, se infiere que en la región noroeste de México se distribuyen especies del género *Suaeda* diferentes a *S. edulis*, adaptadas a climas áridos y suelos salinos, indicadoras de su plasticidad y diversidad fenotípica.

PALABRAS CLAVE: *Ecosistema halófilo; marisma; suelo costero; vegetación costera.*

INTRODUCCIÓN

Las especies halófitas del género *Suaeda* spp. pertenecen a la familia Amaranthaceae y subfamilia Chenopodiaceae y se establecen comúnmente en cuencas cerradas o en fondos de lagos salados, que se localizan en costas, lagunas costeras, marismas y en playas, creciendo gracias al aporte de brisa marina (Sánchez del Pino *et al.*, 1999). La salinidad del suelo produce cambios que determinan la variación de las especies vegetales establecidas en el ecosistema asociado, los cuales obedecen a diversos factores, entre ellos, a las fluctuaciones de humedad y a las tasas de desecación del suelo. Un caso destacable es la especie herbácea *Suaeda edulis*, conocida como romerito, la cual se ha adaptado a suelos

salinos. Es cosechada por productores en el occidente de México en Guanajuato, Jalisco y Michoacán; también en el Valle de México y centro oriente en Ciudad de México, Estado de México, Hidalgo, Puebla y Tlaxcala. Se comercializa en los centros de abastos en épocas particulares como Semana Santa y Navidad. El uso tradicional se basa en costumbres de la población para consumo como verdura y para elaborar platillos regionales de la cocina mexicana (Noguez-Hernández *et al.*, 2013).

El romerito por ser tolerante a suelos salinos despierta la atención de investigadores del noroeste de México, donde se enfrentan problemas de escasez de agua dulce y de salinización de los suelos agrícolas. Debido a que la información sobre el romerito en dicha región es nula, estudios sobre otras especies del género *Suaeda* resultan útiles como referencia. La información disponible para este género se fundamenta en observaciones y descripciones experimentales de su asociación a los ecosistemas salinos (Mata-González *et al.*, 2017) y sobre las características fisiológicas y morfológicas que utilizan para tolerar los diferentes gradientes de salinidad en el suelo (Hasanuzzaman *et al.*, 2014). La presente investigación se centra sobre la distribución de especies halófitas del género *Suaeda* spp. en el noroeste de México y suroeste de los Estados Unidos de América, incluyendo su relación con el clima y suelos salinos predominantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la presente investigación se consultaron las bases de datos eHALOPH, Calflora, Naturalista, Plants for a future, plants-USDA y Red de Herbarios del Noroeste de México, revisando la distribución y relación existente con el clima y suelos salinos predominantes (eHALOPH, 2020; Red de Herbarios del Noroeste de México 'RHNM', 2020; Calflora, 2021; Naturalista, 2021; Plants for a future, 2021; Plants-USDA, 2021; Khan *et al.*, 2001). Los sitios de establecimiento de las especies de *Suaeda* spp. se asociaron a las microrregiones climáticas de la zona de estudio, caracterizada por el clima cálido y los suelos secos, que impone el desierto de Sonora, ubicado entre 23° y 35° LN y 109° y 117° LW. Dicha zona abarca 260,000 km^2, en la mitad sur de Arizona y el suroeste de California en los EUA, la mayor parte de la Península de Baja California, algunas islas del Golfo de California y una gran proporción del estado de Sonora (Gaxiola-Morales *et al.*, 2019). El clima dominante en el noroeste de México es semiárido; la precipitación histórica oscila entre 100 y 320 mm anuales, con una temperatura media anual que oscila entre 24° y 33° C.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Según la información consultada, se confirmó que el género *Suaeda* sobrevive en zonas de marismas con alta salinidad. Se encontró que dieciséis especies crecen en hábitats costeros y marismas del noroeste de México y suroeste de los Estados Unidos de América y que en su gran mayoría son xerófitas y plantas herbáceas con arbustos leñosos y brotes por encima del suelo (Cuadro 1). Tales especies se encuentran distribuidas en seis estados del noroeste de México (Baja California, Baja California Sur, Chihuahua, Durango, Sinaloa y





Sonora) y en cuatro estados del suroeste de los EUA (Arizona, Nevada, Utah y California) (Shreve y Wiggins, 1964; Red de Herbarios del Noroeste de México ´RHNM´, 2020; Calflora 2021).

Cuadro 1. Distribución de especies halófitas del género *Suaeda*, familia Amaranthaceae (n:16), subfamilia Chenopodiaceae, extendidas en el noroeste de México y el suroeste de los Estados Unidos de América. Las especies se enlistan por orden alfabético.

Especies	Distribución
Suaeda calceoliformis	California (EUA), El Gran Lago Salado, Utah (EUA)
Suaeda californica	costa del Pacífico (Méx), suroeste (EUA)
Suaeda conferta	costa del Pacífico (Méx)
Suaeda esteroa	costa oeste (EUA), Balandra, BCS, (Méx)
Suaeda fruticosa	costa del Pacífico, BCS (Méx), Bahía Kino, Sonora (Méx)
Suaeda jacoensis	noroeste (Méx), suroeste (EUA)
Suaeda maritima	costa del Pacífico (Méx/EUA), costa del Atlántico (EUA)
Suaeda mexicana	noroeste (Méx), suroeste (EUA)
Suaeda moquinii	costa de california (EUA)
Suaeda nigra	costa oeste (EUA), Desierto del Colorado (EUA), noroeste (Méx), suroeste (EUA), Desierto del Mojave (EUA), Gran Cuenca (EUA)
Suaeda nigrescens	Desierto de Chihuahua (Méx), suroeste (EUA)
Suaeda prostrata	costa oeste (EUA), costa del Pacífico (EUA/CAN)
Suaeda puertopenascoa	noroeste (Méx), costa del Mar de Cortés (Méx)
Suaeda suffrutescens	noroeste (Méx), suroeste (EUA), Desierto del Mojave (EUA), Gran Cuenca (EUA)
Suaeda taxifolia	noroeste (Méx)
Suaeda torreyana	costa oeste (EUA), Desierto del Bajo Colorado (EUA)

Fuente: Adaptado de Costa-Becheleni *et al.* (2021).

En el género *Suaeda* spp. se encuentran especies componentes de la vegetación halófita. Las zonas de establecimiento en el noroeste de México se caracterizan por sus suelos arenosos o franco-arenosos, con influencia marina, que dependen del aporte de inundaciones generadas por las mareas cíclicas, componente importante de las salinas costeras. Debido a la baja e irregular humedad de las precipitaciones en esa región, las halófitas costeras aprovechan la humedad de los ciclos de marea, el rocío ambiental y la brisa marina para sobrevivir en condiciones extremas. A lo largo de las zonas costeras, vastas áreas de halófitas se asientan en llanuras de inundación (Shreve y Wiggins, 1964; Red de Herbarios del Noroeste de México ´RHNM´, 2020).

Según las fuentes consultadas, las halófitas del género *Suaeda* en el noroeste de México crecen predominantemente en hábitats de costas inundables con vegetación pionera y

efímera (Reyes y Flores-Olvera *et al.*, 2013), pantanos costeros y carrizales salinos (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002), pantanos salinos interiores (Muhsin y Booth, 1987; Redmann y Fedec, 1987) y en la costa del Pacífico (Vogl, 1966; Zedler, 1977). Además de las halófitas, también se reportan otras especies hidrohalófitas, xerófitas y xerohalófitas, con formas de vida diversificadas en relación con el clima y el suelo en el que se encuentran, es decir, plantas anuales, arbustos y plantas leñosas (Brown *et al.*, 1999; Aronson y Whitehead, 1989).

CONCLUSIONES

Al considerar *S. edulis* (romerito) como referencia para el análisis de la distribución de otras especies de *Suaeda* en el noroeste de México, se confirma que es una planta tolerante a la salinidad con valor comercial, establecida en el centro y oeste de México donde el régimen climático se caracteriza por temperaturas moderadas y altas precipitaciones. Dada la nula disponibilidad de referencias del romerito para el noroeste de México, en dicha región se distribuyen otras especies del género *Suaeda* adaptadas a climas áridos y suelos salinos, indicadoras de su plasticidad fenotípica y diversidad genética.

AGRADECIMIENTOS

La primera autora agradece al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste CIBNOR S.C. por la oportunidad de estudio y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por el apoyo otorgado mediante beca de doctorado.

BIBLIOGRAFÍA

Aronson, J.A.; Whitehead, E.E. HALOPH: A Data Base of Salt Tolerant Plants of the World. 1989. Disponible en línea: https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2015023968 (consultado el 05 noviembre 2020).

Brown, J.J.; Glenn, E.P.; Fitzsimmons, K.M.; Smith, S.E. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquacult*. 1999, *175(3-4)*, 255–268, doi:10.1016/S0044-8486(99)00084-8.

Calflora. Information on wild California plants. Disponible en línea: https://www.calflora.org/ (consultado el 25 marzo 2021).

Costa-Becheleni, F.R.; Troyo-Diéguez, E.; Nieto-Garibay,A.; Bustamante-Salazar, L.A.; Gaarcía-Galindo, H.S.; Murillo-Amador, B. Hydro-Environmental Criteria for Introducing an Edible Halophyte from a Rainy Region to an Arid Zone: A Study Case of *Suaeda* spp. as a New Crop in NW México. *Plants*. 2021, *10*, 1996. https://doi.org/10.3390/plants10101996

eHALOPH. Halophytes Database-University of Sussex. Disponible en línea: https://www.sussex.ac.uk/affiliates/halophytes/ (consultado el 04 septiembre 2020).

Gaxiola-Morales, M.G.; Luis Brito-Castillo, L. Análisis de los factores de radiación-evapotranspiración en el Desierto Sonorense. *Biotecnia*. 2019, *21(2)*, 137–144, doi:10.18633/biotecnia. v21i2.939.

Hasanuzzaman, M.; Nahar, K.; Alam, M.; Bhowmik, P.C.; Hossain, M.; Rahman, M.M.; Fujita, M. Potential use of halophytes to remediate saline soils. *BioMed Res. Int*. 2014, doi:10.1155/2014/589341.

Khan, M.A.; Gul, B.; Weber, D.J. Germination of dimorphic seeds of *Suaeda moquinii* under high salinity stress. *Austral. J. Bot*. 2001, *49(2)*, 185–192, doi:10.1071/BT00020.

Lindig-Cisneros, R.; Zedler, J.B. Halophyte recruitment in a salt marsh restoration site. *Estuaries*. 2002, *25(6)*, 1174–1183, doi:10.1007/BF02692214.

Mata-González, R.; Abdallah, M.A.; Trejo-Calzada, R.; Wan, C. Growth and leaf chemistry of Atriplex species from Northern Mexico as affected by salt stress. *Arid Land Res. Manag*. 2017, *31(1)*, 57–70, doi:10.1080/15324982.2016.1199065.

Muhsin, T.M.; Booth, T. Fungi associated with halophytes of an inland salt marsh, Manitoba, Canada. *Can. J. Bot.* 1987, *65(6)*, 1137–1151, doi:10.1139/b87-159.

Naturalista. Flora y Fauna de México Disponible en línea: https://www.naturalista.mx/?gclid=EAIaIQobChMIu67brI6G-QIVexmtBh1x0gbLEAAYASAAEgItdfD_BwE (consultado el 25 marzo 2021).

Noguez-Hernández, R.; Carballo-Carballo, A.; Flores-Olvera, H. *Suaeda edulis* (Chenopodiaceae), una nueva especie de lagos salinos del centro de México. *Bot. Sci*. 2013, *91(1)*, 19–25.

Plants for a future. Disponible en línea: https://pfaf.org/user/Default.aspx (consultado el 25 marzo 2021).

Plants-USDA. United States Department of Agriculture. The Plants Database - Plant List of Accepted Nomenclature, Taxonomy, and Symbols. USDA, NRCS, National Plant Data Team: Greensboro, NC, USA, 2021. Disponible en línea: http://plants.sc.egov.usda.gov (consultado el 26 marzo 2021).

Red de Herbarios del Noroeste de México (RHNM). Disponible en línea: https://www.herbanwmex.net/portal/collections/harvestparams.php (consultado el 04 septiembre 2020).

Redmann, R.E.; Fedec, P. Mineral ion composition of halophytes and associated soils in Western Canada. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal*. 1987, *18(5)*, 559–579, doi:10.1080/00103628709367841.

Reyes, E.A.; Flores-Olvera, H. *Suaeda pulvinata* (Chenopodiaceae), a new species from saline lakes of central Mexico. *Willdenowia* 2013, *43(2)*, 309–314, doi:10.3372/wi.43.43211.

Sánchez del Pino, I.; Flores-Olvera, H.; Valdés, J. La familia Amaranthaceae en la flora halófila y gipsófila de México. *An. Inst. Biol. Ser. Bot.* 1999, *70(001)*, 29–44.

Shreve, F.; Wiggins, I.L. *Vegetation, and Flora of the Sonoran Desert*; Editorial Stanford, Stanford University Press. 1964, 591. Disponible en línea: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=mVZSyFhE7wcC&oi=fnd&pg=PA3&dq=Vegetation,+and+Flora+of+the+Sonoran+Desert&ots=Wn-7Y47CkE&sig=gqo5LaiLzbLyopbLnmZRZCFuL1g#v=onepage&q=Vegetation%2C%20and%20Flora%20of%20the%20Sonoran%20Desert&f=false (consultado el 02 noviembre 2020).

Vogl, R.J. Salt-marsh vegetation of upper Newport Bay, California. *Ecology*. 1966, *47(1)*, 80–87, doi:10.2307/1935746

Zedler, J.B. Salt marsh community structure in the Tijuana Estuary, California. *Estuar. Coast. Marine Sci.* 1977, *5(1)*, 39–53, doi:10.1016/0302-3524(77)90072-X.

EXTRACCIÓN NUTRIMENTAL DEL CULTIVO DE RAMBUTÁN (*Nephelium lappaceum* L.)

Moisés Alonso Báez[1*]; Carlos Hugo Avendaño Arrazate[1]; Guillermo López Guillén[1]

[1] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Rosario Izapa, Carretera Tapachula-Cacahoatán Km. 18, Tuxtla Chico, Chiapas. C.P. 04010.
[*]Autor para correspondencia: alonso.moises@inifap.gob.mx

RESUMEN

Esta investigación tuvo como objetivo determinar la concentración nutrimental o remoción nutrimental (RN) de los componentes del fruto (cáscara, mucílago, testa y semilla) de tres clones de rambután (RI 103, RI 133 y RI 148). Lo anterior, a fin de estimar dosis de fertilización racional mineral para el cultivo, donde uno de los componentes es la RN; ya que aún no se dispone de la tecnología de producción local y ésta se ha extrapolada de otros países como Centro América y Asia; principalmente de una dosis de fertilización mineral. En los últimos años la fertilización mineral racional [(RN-AS)/Ef] ha sido sugerida para este propósito, la cual requiere de los componentes de aporte del suelo (AS) que se obtiene de su análisis químico y de la RN, más el cociente eficiencia del fertilizante (Ef). Por tal razón, la investigación consistió en colectar 30 frutos maduros de cada uno de los clones mencionados y se conformó una muestra de 60 frutos, misma actividad realizada en julio de 2020. En el laboratorio, los frutos fueron lavados con agua corriente y destilada; se fraccionaron en sus partes: cáscara, pulpa, testa y semilla. Después se secaron y molieron para su análisis químico. En lo sucesivo, cada muestra fue analizada para determinar los macro y micro nutrimentos de cada fracción del fruto. Así, estos parámetros (promedio) de resultados se cotejaron con los estándares de referencia, cuyo argumento de base permitió asignarles la connotación de estándares de remoción nutrimental del Rambután en México.

PALABRAS CLAVE: *Cáscara; fruto; pulpa; semilla; testa.*

INTRODUCCIÓN

El rambután en el Estado de Chiapas es actualmente un frutal de indudable relevancia económica y social (Caballero *et al*., 2011), toda vez que se tienen cultivadas comercialmente un poco más de 200 hectáreas; además de un estimado de 50,000 árboles como cultivo de traspatio (Pérez y Jurgen, 2004). Este frutal fue introducido en la región del Soconusco, Chiapas, entre los años de 1950 y 1960. Desde entonces se ha dispuesto de material vegetal para su diseminación comercial, principalmente en esta región del Soconusco, Chiapas, Pacífico Sur de México. Debido al creciente interés comercial se ha continuado con su promoción para expandir el cultivo hacia nuevas áreas en esta región, a fin de ofrecer un mayor volumen de producción comercial. Sin embargo, es evidente que, si se desea alcanzar una producción sustentable, es necesario proveer a los árboles de agua y excelente nutrición, aunado a buenas prácticas agronómicas y de sanidad (Salisbury y Ross, 1994). En relación con su manejo nutrimental aún no se conocen las dosis de nutrición mineral a través de las

diferentes etapas de su crecimiento y plena producción, por tal razón la fertilización mineral se ha hecho con base en la experiencia extrapolada de Centro América y Malasia, principalmente (Ng y Thamboo, 1967; Diczbalis, 2002). Sobre la base de estos antecedentes, propósito de esta investigación, condujeron a determinar la remoción nutrimental del rambután (RN), dicho concepto, referido a la concentración nutrimental contenida en la porción cosechada del cultivo, el fruto: cáscara, pulpa, testa y semilla (Ng y Thamboo, 1967).

En este contexto, porque la RN es la principal ruta mediante la cual los nutrimentos son absorbidos del suelo y de los fertilizantes aplicados (Rodríguez; 1993; Rodríguez *et al*., 2001). La determinación de la RN, tiene entre sus objetivos, alcanzar la efectividad en el manejo de los nutrimentos para minimizar su pérdida hacia el ambiente, y proveer adecuadamente los nutrimentos al cultivo, de tal manera que, maximicen su disponibilidad a través del proceso de absorción (intercepción, difusión y flujo de masa). En los últimos años se ha utilizado la fertilización mineral racional o de sitio específico para la mayoría de los cultivos agrícolas (Rodríguez, 1999), la cual está fundamentada en una serie de investigaciones sobre nutrición y fertilidad de suelos con fines de incrementar la productividad de los cultivos y la calidad de las cosechas (Reuter y Robinson, 2000). Esta corriente filosófica tiene entre sus propósitos (Pinochet, 1999; Rodríguez et al., 2001), evitar aplicaciones en exceso de fertilizantes minerales y, sólo se aplique la magnitud de los nutrimentos que el cultivo requiere para alcanzar su rendimiento máximo posible. Con base en lo anterior se desarrolló esta investigación cuyo objetivo fue determinar la concentración nutrimental o remoción nutrimental (RN) en los componentes del fruto cosechado (cáscara, mucílago, testa y semilla) de tres clones de rambután (RI 103, RI 133 y RI 148). Los resultados preliminares estimados de remoción nutrimental RN entre los clones observados, son hasta ahora denotados estándares nutrimentales del rambután en México.

MATERIALES Y MÉTODOS

El huerto experimental objetivo de esta investigación está establecido en el Campo Experimental Rosario Izapa (CERI) dependiente del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), en El Soconusco, Chiapas; región pacífico sur de México., el cual está ubicado geográficamente entre las coordenadas 14° 58´ 35´´ de latitud Norte y 92° 09´ 30´´ longitud Oeste; y a una altitud de 440 m. El clima es un cálido húmedo, cuya temperatura promedio es de 26°C, la precipitación promedio histórica es de 4300 mm, y el suelo es de origen volcánico del grupo andosoles qué con respecto a su textura es un migajón arenoso. Los clones seleccionados denotados por: RI 103, RI 133 y RI 148, de Rosario Izapa; son sobresalientes por sus características agronómicas de sanidad, calidad de fruto y alto rendimiento. La metodología de trabajo consistió en colectar 30 frutos maduros de cada uno de los clones mencionados y conformar una muestra total de 60 frutos, misma actividad realizada durante el mes de julio de 2020.

Las muestras fueron preparadas, primero mediante un lavado con agua corriente e inmediatamente después se lavaron con agua destilada y se secaron con toallas de papel. A partir de los frutos de los tres clones se formó una muestra compuesta para su preparación y análisis químico. Así, cada uno de los frutos fueron fraccionados en sus partes: cáscara, pulpa, testa y semilla; donde la cáscara que ocupó un volumen mayor se fraccionó mucho

más que la testa y semilla. Asimismo, cada una de las fracciones como la cáscara, testa y semilla, fueron puestas en cajas de Petri grandes y se depositaron en el horno de secado por 72 horas a 65°C. Con respecto a la pulpa, ésta fue raspada de la semilla (testa más semilla) y recogida en vasos de precipitado. Para obtener la muestra seca de la pulpa, ésta fue congelada y se trituró, después se sometió al horno de secado por una hora a temperaturas que oscilaron de 100°C hasta 200°C. Transcurrido el tiempo de secado de cada componente, estos fueron puestos en un desecador por 30 minutos e inmediatamente después cada uno de éstos fue molido con el molino de muestras vegetales. Cada porción molida fue envasada en bolsas de polietileno debidamente etiquetadas y se enviaron al laboratorio para su análisis químico. En el laboratorio las muestras fueron analizadas para determinar los macro y micro nutrimentos de cada fracción del fruto de Rambután.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 se presentan los resultados de la extracción o remoción nutrimental (RN) del fruto de Rambután en México. Estos resultados son un avance preliminar de una investigación propuesta para tres años, la cual dio inicio en 2020, pero, la misma fue suspendida en 2021 debido a la pandemia. Así, al término del proyecto con oportunidad se realizará un análisis global para averiguar la variabilidad de esta extracción nutrimental entre los distintos clones objeto de esta investigación.

En relación con el orden de extracción de los nutrimentos por la cosecha del fruto de Rambután, este reveló el siguiente orden: N>K>Mg>Ca>P>S; estos resultados son muy semejantes a los reportados por otras investigaciones similares y con el mismo propósito, cuyo orden fue: N>K>Ca>Mg >P (Lim *et al*, 1997). De igual manera Ng y Thamboo (1967) reportaron igual remoción nutrimental en las magnitudes de 15 kg de N, 11.7 kg de K, 5.9 kg de Ca, 2.7 kg de Mg y 2 kg de P por hectárea en una plantación de 75 árboles por hectárea con un volumen de producción de 7300 kg de fruta fresca por hectárea. Asimismo, Lim *et al* (1997) estimaron que la demanda nutrimental por toda la planta de Rambután mantiene una extracción en el mismo orden que la reportada por la cosecha de los frutos.

La extracción de los macro-nutrimentos en el orden señalado se concentró en las partes del fruto de acuerdo con el siguiente orden: Cáscara>Semilla>Testa >Pulpa. De igual manera, la proporción extraída de micro-nutrimentos en el fruto obedeció al siguiente orden: Zn>Fe>B>Mn>Cu>Mo; cuya concentración fue superior en la semilla: Semilla>Testa>Cáscara>Pulpa. Asimismo, la extracción de metales pesados en el fruto, revelaron igual concentración entre sus componentes: Ba>Cd>Ni>Al>Ar>Co. Asimismo se determinó que la concentración de B resultó elevada (Reid *et al*., 2004). Sin duda este antecedente, reveló la importancia de determinar el componente de remoción nutrimental (RN), parte fundamental para estimar una dosis racional de fertilización mineral para el cultivo de rambután; ya que sólo de este modo será posible disponer de dichos estándares nutrimentales para futuros programas de fertilización mineral del cultivo en cualquier lugar del trópico donde se espera mantener una producción sustentable. Aun bajo este último argumento, existen dudas en la práctica de la fertilización mineral qué realza marcado interés desde un punto de vista económico; ya que no deja de ser señalada desde el ámbito controversial por el impacto ambiental de los últimos tiempos, sumado al cambio climático.

Cuadro 1. Remoción nutrimental de macro, micro-nutrimentos y metales pesados extraídos por el fruto de Rambután

Elemento	Símbolo	Unidades	Pulpa	Testa	Semilla	Cáscara	Promedio
Macronutrimentos							
Nitrógeno	N	%	1.22	1.07	2.52	1.078	1.472
Fosforo	P	%	0.14	0.11	0.51	0.104	0.216
Potasio	K	%	0.96	1.18	1.19	4.29	1.905
Calcio	Ca	%	0.15	0.19	0.10	0.446	0.222
Magnesio	Mg	%	0.07	0.19	0.39	0.318	0.242
Azufre	S	%	0.09	0.10	0.18	0.186	0.139
Sodio	Na	%	0.01	0.01	0.00	0	0.005
Níquel	Ni	ppm	0.01	0.79	1.18	0.436	0.604
Micronutrimentos			0.3313	0.4550	0.7588	0.8573	
Hierro	Fe	ppm	47.4	52.80	34.73	15.88	37.703
Zinc	Zn	ppm	21.3	28.40	58.50	43.18	37.845
Manganeso	Mn	ppm	29.2	7.05	17.03	15.166	17.112
Cobre	Cu	ppm	8.73	14.10	26.07	8.388	14.322
Boro	B	ppm	9.03	29.73	15.77	35.26	22.448
Molibdeno	Mo	ppm	0.05	0.73	0.35	0.438	0.392
Metales pesados			19.285	22.135			
			0	0	25.4083	19.7187	
Níquel	Ni	ppm	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
Cobalto	Co	ppm	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025
Arsénico	Ar	ppm	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Bario	Ba	ppm	0.5	0.5	0.5	0.5	0.50
Cromo	Cr	ppm	0.3	0.3	0.3	0.3	0.30
Cadmio	Cd	ppm	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Aluminio	Al	ppm	0.1	0.1	0.1	0.1	0.10
			0.1757	0.1757	0.1757	0.1757	

En relación con el primero, se ha demostrado que aproximadamente 60% del N y otros nutrimentos se pierden por lixiviación, volatilización y escorrentía (Jordan et al., 2008); además del proceso de degradación del suelo promovido por indebidas prácticas agronómicas. Esta afirmación surge porque aún se cree que se tiene escaso conocimiento teórico y científico sobre el manejo nutrimental del rambután, y su práctica pudiera continuar en el ámbito controversial señalado. Sin embargo, en el ámbito de la fertilización mineral y bajo el principio de protección del ambiente, existen maneras amigables que contribuyen a mitigar el efecto ambiental, ya que no existe duda con respecto a esta investigación que, la misma tiene el fin de precisar en los estándares nutrimentales del cultivo, para contribuir en breve con la formulación de dosis de fertilización racional mineral o sitio específico, dónde esta filosofía establece que sólo se aplicará fertilizantes cuando la estimación de la dosis racional así lo determine, pero, si las condiciones del suelo (aporte del suelo; AS) resultan superiores a la demanda (RN), la estimación resultante indicará que las condiciones del sitio estarán en el nivel de "suficiencia", y entonces, el

criterio será aplicar sólo lo que extraerá la cosecha (RN) de acuerdo con el volumen de producción que se desea obtener en el siguiente ciclo.

CONCLUSIONES

Con base en los resultados de remoción nutrimental del Rambután en este estudio, y cotejados con estándares de referencia en el ámbito de la literatura especializada; lo anterior permite asignarles la connotación de estándares de remoción nutrimental del Rambután en México.

BIBLIOGRAFÍA

Caballero-Perez, J. F., Arevalo-Galarza, L., Avendano-Arrazate, C. H., Cadena-Iniguez, J., Valdovinos-Ponce, G., & Aguirre-Medina, J. F. (2011). Cambios fisicos y bioquímicos durante el desarrollo y senescencia de frutos de rambutan (*Nephelium lappaceum L.*). *Revista Chapingo Serie Horticultura, 17*(1), 31–38.

Diczbalis, Y. 2002. Rambutan. Improving yield and quality. Rural industrie s research and development corporation. RIRC D Publication No 02/136. Australia. 58 p.

Jordan, F., W. Jody, E. Glenn, L. Sam, T. Thompson, and T. Lewis. 2008. Natural bioremediation of a nitrate-contaminated soil-and-aquifer system in a desert environment. J. Arid Environ. 72:748-763. doi:10.1016/j.jaridenv.2007.09.002

Lim, T.K., L. Luders, Y. Dieczbalis, and M. Poffley. 1997. Rambutan nutrient requirement and management. Darwin: Department of Primary Industry and Fischeries, AUS.

Ng, S.K., and S. Thamboo. 1967. Nutrient removal studies on Malaysian fruits – durian and rambutan. Malaysian Agric. J. 46:164-183.

Pérez, R. A., y P. A. Jürgen. 2004 Prácticas de cosecha y poscosecha del rambután en el Soconusco, Chiapas, México. Revista de Agroecología 20(3):24-26

Pinochet, D. 1999. Fertilización de las plantas bulbosas Ornamentales. Instituto de Producción y Sanidad Vegetal, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. pp: 123-137.

Rao, I.M. 2009. Essential plant nutrients and their functions. Working Document No. 36. CIAT, Cali, COL.

Reid, RJ; Hayes, JE; Stangoulis JCR; Graham, RD. 2004. A critical analysis of the causes of boron toxicity in plants. Plant. Cell and Environment 25: 1405-1414.

Reuter, D. J., Robinson, J. B. 2000. Plant Analysis: Interpretation Manual. Inkata Press, Melbourne.

Rodríguez S., J. 1993. La fertilización de los cultivos: Un método racional. Colección en Agricultura. Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica de Chile. ANAGRA, S.A.

Rodríguez, J., D. Pinochet y F. Matus. 2001. Fertilización de los Cultivos. Ediciones LOM. Santiago, Talca, Valdivia. 117 pp.

Salisbury, B.F., y C. W. Ross. 1994. Fisiología vegetal. Editorial Iberoamérica, Ciudad de México, MEX.

RELACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO Y VARIABLES DASONÓMICAS Y EDAFOLÓGICAS EN EL NOROESTE DE DURANGO

Karla Zapata Carreño[1]; Gustavo Pérez Verdín[1]; Celia López González[1]; Francisco Bautista Zuñiga[2]; Laura Silvia González Váldez[1]

[1]Centro interdisciplinario de investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango (CIIDIR, Durango), Instituto Politécnico Nacional (IPN). Calle Sigma s/n, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, 34220 Durango, Durango, México. kzapatac2000@alumno.ipn.mx

[2]Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Autónoma de México (UNAM). Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, Michoacán, México.

RESUMEN

Debido al calentamiento global ocasionado por actividades antropogénicas, muchas investigaciones se han centrado en cuantificar y comprender las dinámicas de carbono en los almacenes naturales. El suelo es el segundo reservorio de carbono orgánico en el mundo, por eso su cuantificación y predicción es de suma importancia para proponer iniciativas y proyectos encaminados a resolver el problema del cambio climático. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la relación que existe entre el carbono orgánico en el suelo (COS) a través de perfiles completos y algunas variables dasonómicas y edafológicas. Las variables que más significativas que se relacionaron con el COS fueron la profundidad del suelo, la conductividad eléctrica, el volumen de los árboles y el incremento medio anual. Se propone un modelo estadístico para la estimación de carbono en el suelo en base a características edafológicas, de estructura y de diversidad en los bosques. En este trabajo se concluye que es importante que los proyectos de captura de carbono conserven bosques con un dosel cerrado y diversidad alta para promover una mejor dinámica de carbono.

PALABRAS CLAVE: *Diversidad; estructura; mercado de carbono; modelo; productividad.*

INTRODUCCIÓN

La alteración ocasionada por las actividades humanas en la composición de la atmósfera se debe al incremento de las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI) (Rojas-García, *et al.*, 2017), lo cual ha provocado problemas a nivel mundial como el calentamiento de la Tierra, y eventualmente, el cambio climático.

El suelo es el principal sumidero terrestre de carbono a nivel mundial, sin embargo, debido a las interacciones complejas que intervienen en la captura de carbono, es difícil predecir y saber en qué medida el suelo puede ser un actor en la contribución a la disminución del cambio climático. La realización de inventarios de suelos con la finalidad de cuantificar carbono son actividades de altos costos y que pueden llegar a ser contaminantes e invasivas con el medio ambiente.





La captura de carbono en el suelo se debe a diferentes factores en su ecosistema, como la composición y estructura de un bosque, las características del suelo y factores climáticos. Conocer la relación entre la vegetación y propiedades del suelo y la captura de carbono nos puede permitir construir un modelo de fácil aplicación y predicción de carbono de una manera más rápida, menos costosa y baja en contaminación.

En este trabajo se cuantificó el carbono orgánico en suelos forestales en un Ejido ubicado en el Noroeste del estado de Durango. Posteriormente se buscó la relación del carbono con un modelo que fuera fácil de utilizar en campo, y que relacione el contenido de carbono con variables dasonómicas y edafológicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio. El área de estudio fue el ejido Topia, perteneciente al municipio de Topia, localizado al noroeste del Estado de Durango; cuenta con una superficie de 10,503.91 hectáreas. El Ejido está localizado en la Ecorregión Madrense Tropical (González-Elizondo *et al.*, 2012) de la Sierra Madre Occidental, los límites se encuentran al norte en las coordenadas 25°17'53.8''N y 106°37'59.26'' O al oeste en 25°10'5.89'' N y 106°35'5.89'' O, al sur en 25°10'8.28'' N y 106°31'37.5''O y por último al este en 25°10'23.37'' N y 106°28'34.96''O.

Muestreo. Para el cálculo del tamaño de la muestra se realizó un premuestreo donde se tomó como población total 335 sitios inventariados en el 2019 con el objetivo de la modificación al programa de manejo forestal del ejido Topia, en el cual se midieron las características del arbolado comercial mayor a 10 cm.

Se realizó un muestreo simple aleatorio para poblaciones finitas (Rea y Parker; 2014), donde se utilizó la varianza del porcentaje del carbono orgánico del suelo de 15 muestras extraídas de un horizonte de tres perfiles de suelo de tres sitios forestales. Se obtuvo una muestra total de 30 sitios para extraer la información dasonómica y realizar un muestreo edafológico en el año 2021.

Descripción de variables. La variable de respuesta fue el carbono orgánico en el suelo (COS) para su medición se utilizó el procedimiento AS-07 (Walkley y Black) de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002). Se buscó la relación del COS con variables dasonómicas y edafológicas por sitio. Las variables que describen el suelo fueron extraídas del muestreo edafológico en el que se realizaron calicatas de 1.60 m de profundidad, o hasta donde el suelo lo permitiera.

Se utilizó la metodología de la Guía para la descripción de suelos de la FAO (2009) y del sistema de referencia de clasificación de suelos (WRB por sus siglas en inglés) (2008).

Las variables dasonómicas fueron obtenidas del inventario para el programa de manejo forestal del ejido. Las variables describen el estado y la calidad del bosque en relación con la captura de carbono.

Algunas de las variables analizadas fueron: 1) Carbono orgánico del suelo (COS) (ton. ha^{-1}), 2) Exposición (EXP), 3) Profundidad del suelo (PROF), 4) pH, 5) Conductividad eléctrica (CE) (µS), 6) Densidad aparente (DA) (ton.m^{-3})), 7) Volumen (VOL) (m^3. ha), 8) Biomasa (BIO) (kg. ha^{-1}), 9) Incremento medio anual (IMA) (m^3. ha^{-1}. Año), 10) Área basal (AB) (m^2. ha^{-1}), 11) Índice de sitio (IS)(m), 12) Índice de diferencia de dimensiones de diámetro

(IDDD), 13) Índice de diferencia de dimensiones en altura (IDDH), 14) Índice de Pretzsch (AREL), 15) Índice de Shannon (ISH) y 16) Índice de Margalef (IM).

Análisis estadístico. Se realizaron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk a las variables en programa PAST® 4.05. Aquellas que no mostraron distribución normal se transformaron con operaciones matemáticas (COS ($\sqrt[3]{x}$), ASNM (logx), CE (logx), REG ($\sqrt{x}$), IMA ($\sqrt[3]{x}$), AC ($\sqrt{x}$), IS ($\sqrt{x}$)). Para saber la relación que existe entre cada una de las variables propuestas con el carbono orgánico en el suelo se realizó una regresión múltiple paso por paso hacia atrás en el programa IBM SPSS Statistics ®. Con los resultados se propuso un modelo para predecir el carbono con distintas variables dasonómicas y edafológicas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de regresión paso por paso generó 20 modelos de regresión, en los cuales se analizó el ajuste y el funcionamiento de las 22 variables propuestas para predecir el carbono orgánico en el suelo. El modelo elegido presentó un coeficiente de determinación R^2 de 0.79 con valor de $p<0.001$.

Las variables que se relacionan significativamente con el carbono orgánico en el suelo (COS: $\bar{x} = 24.82; \pm 25.44$) de forma positiva fueron la profundidad (PROF) ($\bar{x} = 1.29; \pm 0.38$) y el volumen (VOL) ($\bar{x} = 208.0; \pm 99.38$), mientras que manera negativa la conductividad eléctrica (CE) ($\bar{x} = 29.39; \pm 41.47$) y raíz cubica del incremento medio anual (IMA) ($\bar{x} = 2.65; \pm 2.52$) (Cuadro 1).

Cuadro 3. Coeficientes estimados de la regresión paso a paso hacia atrás para el modelo de carbono orgánico en el suelo.

Variables	Coeficientes β	Desv. Error	T	Sig.
(Constante)	2.634	1.010	2.607	0.018
EXPNORTE	-0.315	0.230	-1.373	0.187
PROF	1.815	0.241	7.530	0.000*
logCE	-1.032	0.358	-2.883	0.010*
INDV	0.001	0.001	1.459	0.162
VOL	0.009	0.003	2.632	0.017*
BIO	-0.005	0.005	-1.059	0.304
$\sqrt[3]{\text{IMA}}$	-1.305	0.577	-2.263	0.036*
CA	-6.984	5.509	-1.268	0.221
$\sqrt{\text{IS}}$	0.189	0.098	1.932	0.069
AREL	0.014	0.010	1.328	0.201
IM	0.379	0.268	1.414	0.174

EXP NORTE= Exposición norte, PROF=Profundidad, CE= Conductividad eléctrica, INDV=Individuos, VOL=volumen, BIO=Biomasa, IMA=Incremento Medio Anual, CA=Cobertura arbórea, IS=Índice de sitio, AREAL=Índice de Pretzsch, IM=Índice de Margalef

*Significativo en p=0.05

La profundidad del suelo fue la variable edafológica que más se relacionó con el contenido de carbono orgánico en los suelos, según los análisis de regresión. Otros autores han coincidido con este resultado (Jobbágy y Jackson, 2000; Pérez-Ramírez, 2009;). La

profundidad depende de procesos de mineralización de la materia orgánica y formación de suelos. De la misma manera, el volumen total de los árboles tuvo una relación positiva significativa con el contenido de COS. Lo cual podría deberse a que el carbono es acumulado y mineralizado de manera más eficiente gracias a los aportes que hacen las raíces, hojas y acículas sobre el suelo (Kong, A. Y. y Six, J, 2010; Rasse, D.P. et al., 2005; Schmidt, 2021).

El COS se relacionó de manera negativa con la conductividad eléctrica. Se ha demostrado que los altos valores de salinidad en los suelos tienen efectos negativos en las propiedades físicas y químicas del suelo (Pathak y Rao, 1998). También, el incremento medio anual fue una variable significativa que se relacionó de forma negativa. Esto puede deberse a que esta variable solo se estimó para el género *Pinus* spp y son una representación parcial de todo el reservorio arbóreo.

El ajuste del coeficiente de determinación del modelo propuesto es aceptable dentro de las investigaciones ecológicas debido a la complejidad de los ecosistemas (Blanco, 2013).

Se propone este modelo como un prototipo donde se recomienda en primer lugar explorar y comprobar la cuantificación con un mayor número de observaciones, mejorar el ajuste de las variables e incorporar variables importantes como el tiempo, el cual puede ser reflejado con la edad de los árboles o el tiempo de descomposición del mantillo (Jenkinson, *et al.*, 1991), la biomasa en herbáceas y arbustos y la presencia de microorganismos. Finalmente se recomienda su uso para el cálculo del carbono a partir de inventarios forestales.

Se recomienda en primer lugar explorar y comprobar la cuantificación del COS con un mayor número de observaciones, además de tomar en cuenta otras variables y replicarlo en otros lugares.

CONCLUSIONES

Las variables que se relacionan significativamente con el carbono orgánico en el suelo son la profundidad del suelo, la conductividad eléctrica, el volumen, y el incremento medio anual. El efecto de estas variables puede encontrarse en bosques cerrados, con suelos profundos, sin problemas de salinidad, donde el dosel propicia los microclimas adecuados para descomposición de la materia orgánica.

Se presentó un modelo estadístico que puede ayudar a predecir el carbono orgánico en el suelo en un 79%, el cual representa una predicción en base a características de estructura y diversidad de las masas forestales. Se hace el hincapié de comprobar el modelo y proponerlo a mejoría. Su uso puede ser una alternativa de modelo de predicción del carbono como un método no invasivo y de bajo costo en los suelos forestales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con la ayuda del programa de becas del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), las becas institucionales del Instituto Politécnico Nacional (BEIFI) y con la información de la Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal Integral Topia S.C.

BIBLOGRAFÍA

Blanco, J. A. (2013). Modelos ecológicos: descripción, explicación y predicción. Ecosistemas, 22(3), 1-5.

FAO. (2009). Guía para la descripción de suelos. Roma: Food and agriculture Organization of the United Nations.

González Elizondo, M. S., González Elizondo, M., Tena Flores, J. A., Ruacho González, L., y López Enríquez, I. L. (2012). Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: Una Síntesis. Acta Botánica Mexicana, (100), 351-403.

Jenkinson, D. S., Adams, D. E., y Wild, A. (1991). Model estimates of CO_2 emissions from soil in response to global warming. Nature, 304-306.

Jobbágy, E. G., y Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecol. Appl. (10), 423-436.

Kong, A. Y., y Six, J. (2012). Microbial community assimilation of cover crop rhizodeposition within soil microenvironments in alternative and conventional cropping systems. Plant Soil, 315-330.

Pathak, H., y Rao, D. (1998). Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. Soil biology and biochemistry, 30(6), 695-702.

Pérez Ramírez, S., Ramírez, M. I., Jaramillo, P. F., y Bautista, F. (20013). Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: reserva de la biosfera mariposa monarca, México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 19 (1), 157-163.

Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M. F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. Plant Soil, 341-356.

ENZIMAS EXTRACELULARES DE HONGOS DE SUELO AISLADOS EN ASENTAMIENTOS IRREGULARES EN LA ALCALDÍA DE TLALPAN, CDMX

Judith Castellanos Moguel[1]; Daniela Mejía Aldana[1]; Mariana Guadalupe Escutia Manrique[1,2]; Mitzi Itzel Fuantos Vázquez[1,2]; Berenice Barrientos Ojeda[3]; Gilberto Vela Correa[3]; Alberto González Pozo[4]

[1]Laboratorio de Micología, Departamento El Hombre y Su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
[2]Programa Jóvenes Construyendo el Futuro, Secretaría de Trabajo y Previsión Social.
[3]Laboratorio de Edafología y Absorción Atómica, Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
[4]Departamento de Teoría y Análisis, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, Col, Villa Quietud, Coyoacán, 04960 CDMX, México. mjmoguel@correo.xoc.uam.mx

RESUMEN

La alcaldía de Tlalpan tiene 80% de su territorio considerado como suelo de conservación, hay zonas con asentamientos urbanos irregulares que disminuyen los servicios ambientales de dichos suelos, los cuales cuentan con diversos organismos entre los que se encuentran los hongos, que cuentan con aparatos enzimáticos complejos que les permiten degradar sustratos naturales y contribuir al ciclado de nutrientes, el objetivo de este estudio fue: Determinar la diversidad de hongos y el índice enzimático de proteasas y quitinasas de algunos géneros aislados en suelos con asentamientos irregulares en Tlalpan, CDMX. Se trabajó en seis predios con uso de suelo habitacional o comercial y tres forestales como testigo, se aislaron los hongos presentes en dichos sitios y se identificaron los géneros obtenidos, se seleccionaron algunos de los mismos y se les determinó la actividad de proteasas y quitinasas, el sitio con más diversidad a pesar de ser un asentamiento irregular fue Alta Tensión (22 géneros), mientras que el que presentó menos fue La Cima (4 géneros), sin embargo, en este sitio se encontraron levaduras y micelio estéril, lo que sugiere una comunidad más estable. Se seleccionaron 11 géneros para determinar su índice enzimático de proteasas y quitinasas, todos los aislados tuvieron un índice cercano a 1, lo que sugiere que producen las enzimas para su crecimiento, en el caso de las quitinasas, *Rhizopus* no presentó producción. Existe una diversidad de hongos que en los suelos de los asentamientos irregulares estudiados y presentan un aparato enzimático adecuado para el ciclado de nutrientes.

PALABRAS CLAVE: *Proteasas, quitinasas, servicios ambientales, ciclado de nutrientes.*

INTRODUCCIÓN

En la alcaldía de Tlalpan, en la Ciudad de México, existen zonas con asentamientos irregulares, relacionados con una pobre gestión para las demandas de vivienda que están dentro del suelo considerado de conservación (Molla Ruiz-Gómez, 2006), cuya importancia

radica en que presta diversos servicios ambientales, el principal de ellos es la captura de carbono, así como el ser un reservorio para la biodiversidad. En el suelo, se encuentran diversos organismos como los artrópodos, protozoarios, bacterias y hongos, estos últimos pueden estar asociados a las plantas como micorrizas, o vivir en la rizosfera. El principal servicio ambiental que prestan los hongos consiste en el ciclado de nutrimentos, y para tal fin, cuentan con aparatos enzimáticos complejos que les permiten degradar sustratos naturales como las proteínas y la quitina, que es el segundo polímero estructural más abundante en la naturaleza (Rodríguez-Pedroso *et al*., 2009). Previamente el grupo de trabajo ha realizado estudios en la alcaldía Tlalpan, comparando sitios con diferente uso de suelo (Castellanos-Moguel *et al*., 2018) y se han cuantificado las unidades formadoras de colonias fúngicas (UFC) en sitios con asentamientos irregulares (Castellanos-Moguel *et al*., 2021). Sin embargo, no se conoce la diversidad de géneros de microhongos en la zona, ni la capacidad de producir enzimas *in vitro* de dichos aislamientos, por lo que el objetivo de este estudio fue: Determinar la diversidad de hongos y el índice enzimático de proteasas y quitinasas de algunos géneros aislados en suelos con asentamientos irregulares en Tlalpan, CDMX.

MATERIALES Y MÉTODOS

La alcaldía de Tlalpan se encuentra al sur de la CDMX, corresponde al 20.7% de la superficie de ésta, y 80% de dicha superficie es considerada como Suelo de Conservación, colinda al norte con las alcaldías Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Coyoacán, al este con las alcaldías Xochimilco y Milpa Alta, al sur con el Estado de Morelos y al oeste con el Estado de México y la alcaldía Magdalena Contreras.

Se trabajó en seis predios con uso de suelo habitacional o comercial (Las Margaritas, Tres de Mayo, Alta Tensión, La Magueyera, San Miguel Toxiac, Pedregal de Aminco), además de tres predios agrícolas (Topilejo) y forestales (La Cima y Camino Real al Cerezo), se tomaron muestras compuestas a una profundidad de 0 a 40 cm y se manejaron como especímenes biológicos hasta su procesamiento en laboratorio (Castellanos-Moguel 2021). Los hongos se aislaron mediante el método de Placas de Warcup modificado (Mier *et al*., 2013) en medio Rosa de Bengala estéril fundido y frío, adicionado con 500 mg/L de cloranfenicol. Después de 7 a 11 d de incubación, se describió la macro y micromorfología de las colonias fúngicas y se identificaron a nivel de género, utilizando claves dicotómicas. Se calculó el porcentaje de frecuencia de aparición para todos los géneros, posteriormente se seleccionaron algunos de ellos y se colocaron en un medio basal (en g/L de agua destilada: cloruro de sodio 0.25, fosfato monobásico de potasio 0.375, carbonato de sodio 0.375, sulfato de magnesio 0.275), con inductores para determinar la actividad enzimática: en medio con caseína para proteasas, y en medio con quitina coloidal para la producción de quitinasas. Ambos inductores se utilizaron al 2%, como única fuente de carbono y de nitrógeno (García-Gutiérrez *et al*., 2004). Los hongos se sembraron en los medios colocando un círculo de 4 mm por cada hongo a probar en un hueco de la misma medida en el medio con inductor. Se hicieron mediciones del crecimiento del halo y la colonia a partir de las 24 h y hasta las 120 h. Se calculó el índice enzimático (IE), que es una medida semicuantitativa

que relaciona el diámetro de la colonia fúngica con el halo de hidrólisis, mientras más lejano sea su valor a 1, la actividad enzimática será mayor (García-Gutiérrez *et al*., 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad de géneros. Se aisló un total de 5,477 colonias fúngicas de los sitios problema y testigo, tanto de levaduras como de hongos filamentosos, estos pertenecientes a 45 géneros. El porcentaje de frecuencia de los organismos más abundantes está en la Figura 1.

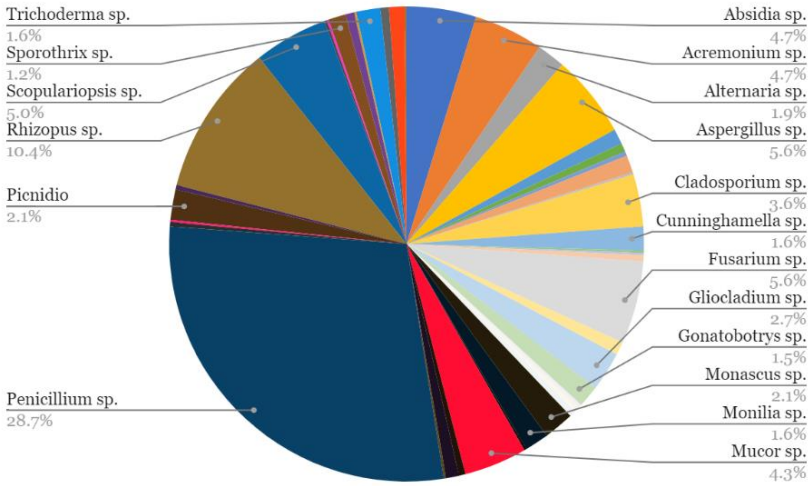


Figura 1. Porcentaje de géneros aislados en los sitios problema y testigo en la alcaldía Tlalpan. También se incluyen levaduras y picnidios que no pudieron identificarse.

La frecuencia de los géneros en cada uno de los sitios se muestra en la Figura 2, Alta Tensión presentó más diversidad con 22, seguido de San Miguel Toxiac con 21 y las Margaritas con 19, todos los géneros aislados se consideran estrategas de r, de crecimiento rápido y que utilizan sustratos relativamente simples, mientras que el sitio que presentó menos géneros fue La Cima, con 4, Topilejo y Camino Real al Cerezo, presentaron 12, sin embargo, en estos últimos se registraron levaduras y micelio estéril, lo que podría sugerir una comunidad más estable por el tipo de organismos aislados, como se demostró en estudios previos (Castellanos-Moguel *et al.*, 2018).

Producción de enzimas. De los géneros aislados se seleccionaron 11, el IE para proteasas se muestra en la Figura 3a. El género que presentó el índice más alto fue *Rhizopus*, a las 24 h, posteriormente fue disminuyendo hasta alcanzar 1, esto es, que produjo gran cantidad de enzimas proteolíticas y conforme fue obteniendo los nutrimentos del medio de cultivo, comenzó a aumentar el tamaño de la colonia. En general, puede observarse una tendencia del IE a permanecer en 1 o muy cercano a éste, lo que podría sugerir que estos hongos producen solamente las enzimas proteolíticas necesarias para su crecimiento, lo que coincide con lo reportado por Cabello (1987), que menciona a los géneros *Penicillium*, *Fusarium* como bajos productores de proteasas y a *Aspergillus* como un hongo que no produce enzimas proteolíticas en medios con caseína. El género *Aspergillus* aislado de Tlalpan sí expresó proteasas en un medio sólido. Por otro lado, *Verticillium* y *Gliocladium*,

presentaron una mayor producción hasta las 96-120 h. La producción de estas moléculas les da un papel fundamental para la degradación de sustratos proteicos, incluyendo sustratos complejos y recalcitrantes como la queratina, presente en la piel, pelo, uñas y plumas. La Figura 3b muestra el índice enzimático para quitinasas que, en comparación con las proteasas, fue menor o no mostró actividad como en el caso de *Rhizopus*, mientras que *Monascus* y *Penicillium* fueron los únicos que alcanzaron un índice enzimático mayor a 1. En cuanto a la actividad quitinolítica, se ha reportado que *Aspergillus* y *Penicillium* tienen capacidad de degradar sustratos quitinosos y pueden proponerse como alternativas para tratar desechos con ese tipo de moléculas (Brzezinska *et al.*, 2014).

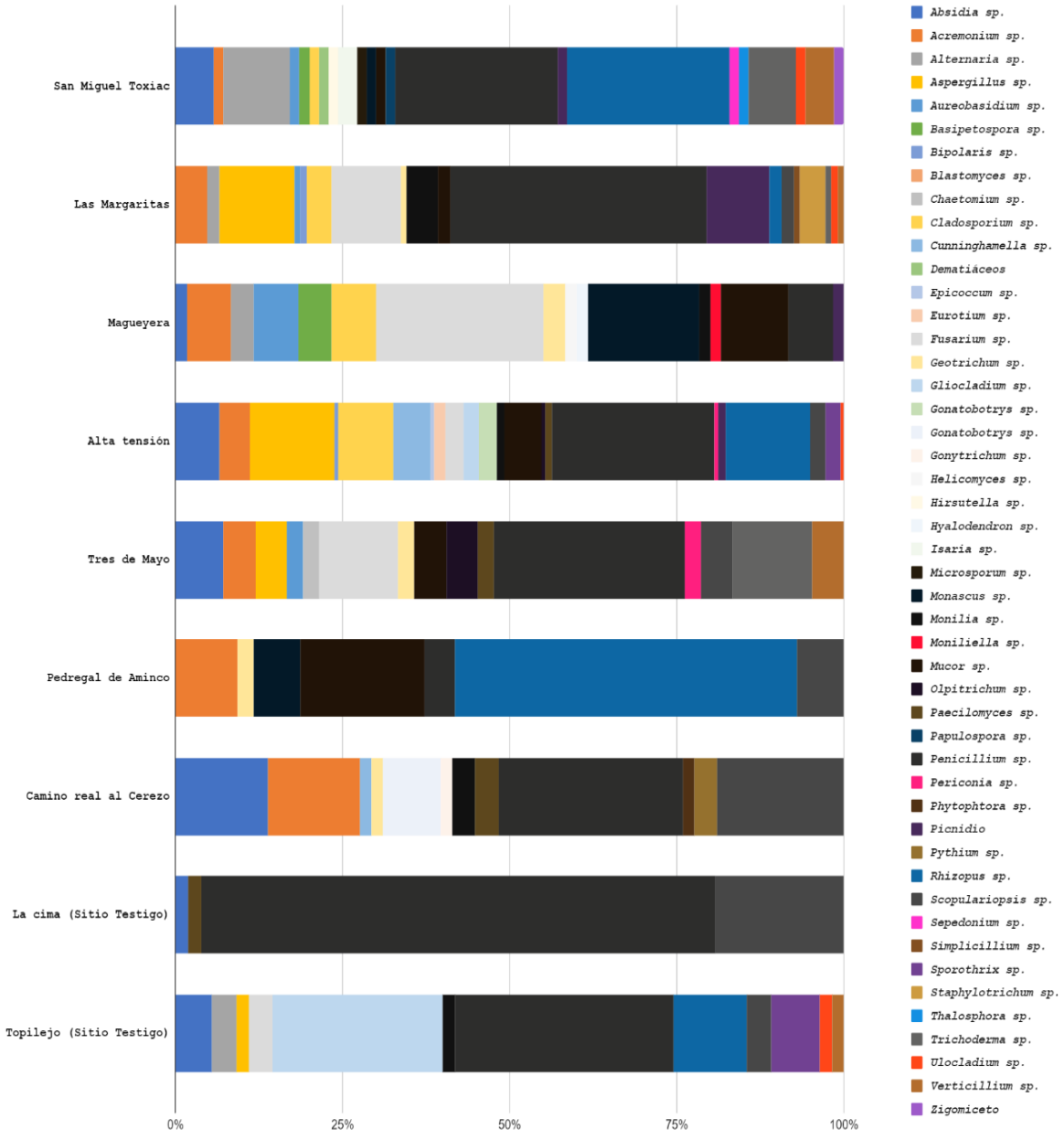


Figura 2. Frecuencia de aparición de los géneros en cada uno de los sitos estudiados.

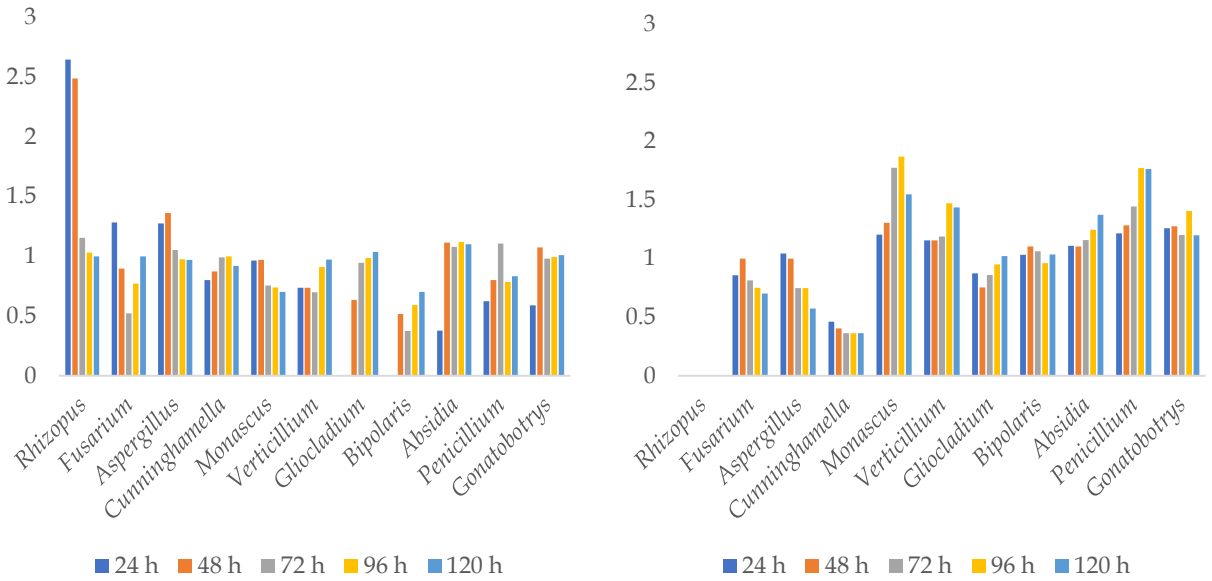


Figura 3. a) índice enzimático de proteasas y b) quitinasas extracelulares producidas por géneros fúngicos aislados del suelo de la alcaldía de Tlalpan, mientras más lejano de 1 sea, mayor es la producción enzimática correspondiente.

CONCLUSIONES

En algunos asentamientos irregulares que se encuentran en la alcaldía de Tlalpan predominaron los organismos estrategas de r, mientras que en los de uso forestal y agrícola fueron estrategas de K.

Los géneros evaluados para la producción de enzimas presentaron índices enzimáticos considerados como normales, lo que permite el adecuado ciclado de los nutrientes en dichas áreas.

BIBLIOGRAFÍA

Cabello, M. 1987. Actividad enzimática de algunos hongos aislados en suelos de la región interserrana (provincia de Buenos Aires). Ciencia del suelo 1: 89-91

Castellanos-Moguel, J. Cano-Flores, O., Vela-Correa, G. 2018. Unidades formadoras de colonias fúngicas en sitios con diferente manejo de suelo en Tlalpan, CDMX. XLIII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Saltillo Coahuila, Octubre 1 a 5.

Castellanos-Moguel J, B. Barrientos Ojeda, G. Vela-Correa, A. Gonzalez-Pozo. 2021. Cuantificación de microhongos de suelo en asentamientos irregulares en la alcaldía de Tlalpan, CDMX. En. Saucedo-García, M. y Prieto Méndez, J. Eds. Si el suelo respira tu respiras. UAEH-SMCS. Pp313-326.

García-Gutiérrez, K., J. Castellanos-Moguel, C. Toriello, T. Mier y B. Rosas-López. 2004. Efecto de la citrolina sobre la viabilidad y la producción de proteasas y quitinasas del hongo entomopatógeno *Metarhizium anisopliae* var. *Acridum*. Rev. Mex. Micol. 19: 113-115.

Mier, T., F Rivera-Becerril, M.A. Ayala-Zermeño, C. Toriello, S. Aguilar Ogarrio y M. Ulloa. 2013. Métodos experimentales para el estudio de hongos microscópicos, Instituto de Biología, UNAM, Universidad Autónoma Metropolitana. México.

Molla Ruiz-Gómez, M. 2006. El crecimiento de los asentamientos irregulares en áreas protegidas. La delegación Tlalpan. Invest. Geog, Ciudad de México. 60: 83-109.

Swiontek Brzezinska M, Jankiewicz U, Burkowska A, Walczak M. 2014. Chitinolytic microorganisms and their possible application in environmental protection. Curr Microbiol. 68(1):71-81.

CONDICIÓN DEL AGROSISTEMA CACAO (*Theobroma cacao* L.) DE CHIAPAS Y TABASCO EN FUNCIÓN DE SU FERTILIDAD

Moisés Alonso Báez[1*]; Carlos Hugo Avendaño Arrazate[1]; Guillermo López Guillén[1]

[1]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Rosario Izapa, Carretera Tapachula-Cacahoatán Km. 18, Tuxtla Chico, Chiapas. C.P. 04010.
[*] Autor para correspondencia: alonso.moises@inifap.gob.mx

RESUMEN

El cacao en México es de trascendental importancia económica y social; pero su rendimiento es bajo. Lo anterior, porque aun cuando las zonas productoras de cacao en Chiapas y Tabasco reúnen buenas condiciones edafo-climáticas para el cultivo, sus plantaciones son de edad avanzada y bajo manejo agronómico; donde la aplicación de fertilizantes minerales u orgánicas va de escasa a nula para restituir la pérdida continua de nutrimentos extraídos por la cosecha que redunda en su bajo rendimiento. Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue el análisis químico del suelo en el agrosistema cacao a fin de realizar un diagnóstico de su condición de fertilidad. Por tal razón, se obtuvieron 71 muestras de suelo extraídas al interior del agrosistema cacao, mismas que fueron analizadas a fin de evaluar sus características físicas y químicas; principalmente sus propiedades químicas, ya que a partir de su interpretación es factible diagnosticar su condición de fertilidad y con este argumento, conocer su potencialidad para la producción sustentable de cacao. Actualmente, la literatura especializada revela umbrales de idoneidad de las condiciones del suelo para la producción sustentable del cultivo, para lo cual sugiere el diagnóstico señalado permitió cotejar estos umbrales con los parámetros observados en este agrosistema. Dicho lo anterior, se determinó que, en relación con los parámetros pH, MO, P, K, Ca y Mg en el agrosistema cacao en ambas entidades, estos ubican al sistema en el umbral "optimo" con excepción del N en su condición marginal para ambas entidades.

PALABRAS CLAVE: *Deficiencias; diagnóstico; idoneidad; plantaciones; umbrales.*

INTRODUCCIÓN

En los Estados de Tabasco y Chiapas se produce el mayor volumen de cacao seco en México, cuya producción es de 28,000 toneladas (23% de la demanda interna), misma que se cosecha en una superficie total de 117,000 hectáreas (CEDRSSA, 2020). En este tenor, su cultivo beneficia aproximadamente a 45,000 productores y genera en promedio 225,000 empleos dentro de la cadena de producción para mantenimiento del cultivo, cosecha, beneficiado, transporte, procesado y comercialización. La planta de cacao es una especie propia del trópico húmedo, condición que significa, por una parte, abundante lluvia, altas temperaturas y humedad relativa; por otra parte, el cultivo requiere de suelos profundos (1.5 m) y bien drenados (Hartemink y Donald 2005). Las zonas productoras de cacao en México reúnen en mayor proporción condiciones de suelo y clima para su cultivo; sin embargo, su bajo rendimiento actual se debe a que las plantaciones en su mayoría son de

edad avanzada y bajo manejo agronómico, ya que dichas plantaciones se han cosechado continuamente con muy poco manejo del cultivo, entre estas deficiencias, la nula o baja aplicación de fertilizantes minerales y otras enmiendas qué restituyan la pérdida de nutrimentos extraídos en la cosecha año tras año (ICOO, 2013; Aikpokpodion, 2010; Appiah *et al*., 1997; Mensah, 2013).

En relación con lo anterior, se han estado diseñando estrategias que conllevan a la mejora sustantiva de las plantaciones, cuyas actividades han sido la selección idónea de nuevos sitios para renovar las plantaciones, y mediante la reevaluación de las condiciones del suelo, sugerir mejores prácticas de manejo que asegure su productividad y sustentabilidad (Ekanade, 2001). Aunque se han realizado investigaciones en cuanto al estado y ciclo de los nutrimentos en el suelo, muy poco o nada de balance nutrimental en cultivos perennes como el cacao, cuyos resultados aún son limitados (Hartemink y Donald, 2005). Al respecto, dichos estudios tuvieron su inicio con el balance del N en los cultivos de café y cacao a partir de los años 80s (Robertson, 1982); pero, la investigación sistemática en cacao inició en los años 70s en Cameroon (Wessel, 1971). Sucesivamente se continuó con estas investigaciones a fin de comprender el balance nutrimental en este agrosistema qué permitiera evaluar exactamente los requerimientos de fertilización mineral en cacao. Señalado lo anterior, se infiere que su rendimiento potencial depende además de su excelente manejo agronómico, suelo y clima; de la disponibilidad de nutrimentos para su crecimiento que promueva alto rendimiento. Sobre el particular, la literatura especializada revela suficiente información sobre la contribución de la fertilización mineral del cacao en África, América y Asia, cuya respuesta a la fertilización ha sido de buena a muy buena (Aikpokpodion, 2010; Hartemink y Donald, 2005). Particularmente, en este ámbito, fue necesario avaluar las características físicas y químicas de los suelos en el agrosistema cacao de los Estados de Chiapas y Tabasco; principalmente sus propiedades químicas que revelaran sí estos suelos reúnen suficiente calidad para su producción sustentable. Actualmente existe poca información acerca de dichas propiedades del suelo en estas zonas; sin embargo, la literatura especializada sugiere el diagnóstico de los suelos mediante su análisis físico y químico a fin de conocer su condición de fertilidad, ya que a través de estos parámetros se puede conocer el estado actual de la físico-química en los suelos de las estas entidades referidas, fundamentalmente su condición de fertilidad (Okoffo et al., 2016). Sobre esta base, el objetivo de esta investigación fue el análisis químico del suelo en el agrosistema cacao a fin de realizar un diagnóstico de su condición de fertilidad, ésta cotejada con información de la literatura especializada sobre los umbrales de idoneidad para la producción sustentable del cacao con respecto a estas entidades.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área experimental comprendió el agrosistema cacao de Chiapas y Tabasco, donde se colectaron 71 muestras de suelo (41 en Chiapas y 30 en Tabasco) durante los años 2018, 2019 y 2020. En el marco de esta metodología en cada predio se ubicaron las parcelas representativas de cacao cuya superficie fue de 1.0 ha. En cada sitio de muestreo se limpió la superficie del suelo de hojarascas y otros residuos; después, mediante una pala recta de 15 cm de ancho por 30 cm de largo y punta afilada, se abrió una cepa de 30 cm x 30 cm x 30

cm de profundidad y, de las paredes de frente al sol se colectaron las muestras de arriba hacia abajo y se envasaron en bolsas de plástico de 30 cm x 40 cm. Cada muestra fue identificada por orden numérico, localidad, entidad y georreferenciación (Njukeng y Baligar, 2016). Las muestras fueron secadas al aire libre bajo sombra, después se tamizaron con la malla de 2 mm y se pesaron 800 g de cada una y se enviaron al laboratorio. A cada muestra se le determinaron sus características químicas y físicas.

El P y K se determinó por absorción atómica; el N mediante espectrofotometría de luz visible con un colorímetro, pH con el potenciómetro y materia orgánica (MO) por Walkley y Black (oxidación de la materia orgánica mediante dicromato de potasio). Otras determinaciones: Ca y Mg (por complejometría), Fe, Mn, Zn, Cu (por Absorción atómica), S (turbidimetría) y B (Método Colorimétrico y Acido Oxálico). Los elementos tóxicos: Cl (turbidimetría o potenciometría), HCO_3 (ICP), CO_3 (por combustión) y CIC (Acetato de amonio). La textura se determinó por el método de Bouyoucus.

El análisis de la información consistió en el cotejo de parámetros observados (promedios) con los parámetros de referencia en la literatura especializada (Okoffo *et al*., 2016). En la actualidad, la información referencial consta de pocos parámetros, ya que las investigaciones en este ámbito de estudios se han centrado en el análisis de los macro-nutrimentos del suelo productor de cacao: pH, MO y macro-nutrimentos (N, P, K, Ca y Mg), con la consigna de que los segundos, las plantas en general los requieren en mínimas cantidades para nutrirse y el cultivo de cacao no es la excepción. Mediante estos parámetros de referencia se compararon y delimitaron sobre esta base los "umbrales idóneos y marginales" para la producción sustentable de cacao en los estados de Chiapas y Tabasco.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 se presentan los parámetros de referencia de varias fuentes desde los años 70s y posteriores (Columnas 2, 3 y 4), dichos parámetros denotados como "estándares" nutrimentales y otras características físicas y químicas de los suelos en el agrosistema cacao. El cotejo de los parámetros de referencia (umbrales) con los parámetros observados permitió definir las condiciones del suelo en el agrosistema de cacao en Chiapas y Tabasco (Cuadros 2 y 3). En el Cuadro 2 se observa con base en los resultados que, el agrosistema cacao en Chiapas, en relación con los parámetro de pH, MO, P, K, Ca y Mg; su condición de fertilidad del suelo lo posiciona en el umbral "óptimo"; pero, con respecto a N, fundamental para la nutrición sustentada con este macro-nutrimento, éste quedó posicionado en el umbral de condiciones "marginales" para la producción sustentable de cacao en esta entidad, y, la sugerencia técnica al respecto, es que se debe adicionar fertilizantes minerales para restituir este nutrimento y mantener condiciones sustentables de producción.

En el Cuadro 3 se reporta qué con respecto a los parámetros, pH, P, K, Ca y Mg, éstos quedaron posicionados en el umbral óptimo de referencia para la producción sustentable de cacao en esta entidad; sin embargo, la MO y el N, los cuales guardan estrecha relación entre ellos, se posicionaron en el umbral marginal de referencia para la producción sustentable de cacao en Tabasco.

En relación con esta investigación, existen resultados similares reportados en África, Asia y América (Aikpokpodion, 2010; Hartemink y Donald, 2005), los cuales condujeron a proponer los umbrales conocidos de idoneidad de la condición del suelo para la producción sustentable de cacao con base en los parámetros (Mc Donald, 1934; Wessel, 1971; Ritung *et al*., 2007; Njunkeng y Baligar, 2016) que permitieron definir las condiciones del suelo en el agrosistema cacao en México.

Cuadro 1. Parámetros de referencia que denotan los umbrales de idoneidad y marginales de la fertilidad de los suelos en el agrosistema cacao.

	Valores de referencia		
	(Wessel, 1971)	Ritung *et al*., 2007; Njukeng and Baligar (2016); PBI (2015)	Mc Donald, 1934; ≠
pH	5.5	5.0-6.5	5.1-7.0
MO (%)	3.0	>3.5	2.93-5.52
N Total (%)	0.15	>0.09	0.20-0.40
P (ppm)	12-24 ppm	10 ppm	6.0-15 ppm
K (ppm)	0.20	117 ppm	0.20-1.20 (78.2-469 ppm)
Ca (ppm)	8.0		4.0-18.0 (800-3600 ppm)
Mg (ppm)	2.0		0.90-4.0 (110-488 ppm)
S (ppm)			
Na (ppm)			
Fe (ppm)			19-45
Zn (ppm)			3-12
Cu (ppm)			0.4-1.80
Mn (ppm)			0.5-2.20
B (ppm)			0.16-0.90
Al (ppm)			0.1-1.5 (9-135 ppm)
CIC			12-30

Cuadro 2. Nivel de sustentabilidad del agrosistema cacao en Chiapas de acuerdo con su fertilidad en función de los umbrales de referencia.

				Umbrales		
Elemento	Unidades	Chiapas	Referencia	Óptimo	Medio	Marginal
pH		6.48	5.1-7.0	*		
MO	(%)	3.68	2.93-5.52	*		
N	(%)	0.18	0.20-0.40			*
P	ppm	16.3	6.0-15	*		
K	ppm	160.85	78.2-469	*		
Ca	ppm	3044.87	800-3600	*		
Mg	ppm	607.03	110-488	*		

Cuadro 3. Nivel de sustentabilidad del agrosistema cacao en Tabasco de acuerdo con su fertilidad en función de los umbrales de referencia.

Elemento	Unidades	Tabasco	Referencia	Umbrales		
				Óptimo	Medio	Marginal
pH		6.44	5.1-7.0	*		
MO	(%)	2.2	2.93-5.52			*
N	(%)	0.11	0.20-0.40			*
P	ppm	27.07	6.0-15	*		
K	ppm	104.93	78.2-469	*		
Ca	ppm	2135.79	800-3600	*		
Mg	ppm	447.71	110-488	*		

CONCLUSIONES

Los resultados de este análisis comparativo, principalmente los parámetros de macro-nutrimentos revelaron que, actualmente los suelos productores del agrosistema cacao de Chiapas y Tabasco poseen condiciones favorables de fertilidad para la producción sustentable de cacao en ambas entidades; sin embargo, se sugiere continuar con buenas prácticas agrícolas, entre éstas, la fertilización mineral y otras enmiendas que restituyan la pérdida de la fertilidad en estos suelos.

BIBLIOGRAFÍA

Aikpokpodion, P.E., 2010. Nutrient Dynamics in Cocoa Soils, Leaf and Beans in Ondo State, Nigeria. Journal of Agricultural Science, 1(1):1-9.

Appiah, M.R., Sackey, S.T., Ofori-Frimpong, K. and Afrifa, A.A., 1997. The Consequences of Cocoa Production on soil Fertility in Ghana: A Review. Ghana Journal of Agricultural Sciences, 30:183-190.

Bureau of Plant Industry. 2015. Cacao Production Guide. Access from bpi.da.gov.ph/bpi/index.php/production_/474-production-guide-cacao.

CEDRSSA (Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. 2020. Industria del Cacao en México. Palacio Legislativo de San Lázaro, Ciudad de México.

Ekanade O. 2011. Biogeographical development and environmental issues in Nigeria. In: Ayobami TS and Orimogunje OO (Eds). Environmental research and challenges of sustainable development in nigeria. OAU Press, Ile-Ife, Nigeria. p.31-62.

Hartemink, A.E., Donald, L.S. 2005. Nutrient stocks, nutrient cycling, and soil changes in cocoa ecosystems: A review. Advances in Agronomy, pp. 227-253. Academic Press.

International Cocoa Organization. 2013. International Cocoa Agreement. *Quart. Bull. Cocoa Statist.* 39(2):38-41.

Mac Donald JA. 1934. Some effects of deficiencies of essential nutrient elements on the growth of young cacao plants. Trinidad. lCTA**:** 83-85 p.

Mensah, E. 2013. Production Constraints in Cocoa Nursery in Selected Major Cocoa Producing Areas in Ghana. Global Journal of Engineering, Design and Technology. Tafo, Ghana: Global Institute for Research and Education. Retrieved from:https://www.longdom.org/articles/production-constraints-in-cocoa-nursery-in-selected-major-cocoa-producing-areas-in-ghana.pdf.

Njukeng, N.J. and Baligar, V.C. 2016. Soil Physical and Chemical Properties of Cacao Farms in the South Western Region of Cameroon. International Journal of Plant & Soil Science. 11(6): 1-10.

Okoffo ED, Ofori A, Nkoom M, Bosompem OA. 2016. Assessment of the physicochemical characteristics of soils in major cocoa producing areas in the Dormaa West District of Ghana. IJSTR 5: 62–68.

Ritung S,Wahyunto, F Agus and H Hidayat. 2007. Land suitability evaluation, with a Case Map of Aceh Barat District. Indonesian Soil Research Institute and World Agroforestry Centre, 35 p.

Wessel, M. 1971. Fertilizer Requirements of Cacao (Theobroma cacao L.) in South-Western Nigeria, Koninkklijk Instituut Voor de Tropen, Wageningen. Pp 99.

ANÁLISIS DE LA FUNCIÓN HIDROLÓGICA DE LA HOJARASCA EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES

Lara Castagnolli[1]; Fernando Boggiani[1]; Vinicius Santos[2]; Kelly Cristina Tonello[1]

[1]Universidade Federal de São Carlos - Sorocaba, São Paulo, Brasil.
[2]Universidade Federal do Acre - Rio Branco, Acre, Brasil.

RESUMEN

La hojarasca es un componente importante en la evaluación de la integridad ecológica de los ecosistemas forestales. En el campo de la hidrología forestal, la capacidad de retención de agua de la hojarasca y su relación con la humedad del suelo y, en consecuencia, la infiltración de agua en el mismo, es aún incipiente, a pesar del reconocimiento de su importancia como indicador hidrológico. En ese sentido, el presente estudio, realizado en el municipio de Sorocaba, en el estado de São Paulo, durante los meses de diciembre de 2020 y julio de 2021, tuvo como objetivo aportar información para la discusión de la función hidrológica de la hojarasca en diferentes coberturas del suelo. (T1: *Eucalyptus* sp. T2: Agroforestería T3: Fragmento de bosque). En cada uno de los tratamientos se colocaron tres parcelas de 20 x 20 m, donde mensualmente se monitorearon datos de precipitación interna, producción de hojarasca, capacidad de retención de agua de la hojarasca y humedad del suelo. *Eucalyptus* sp. (T1) y Agroforestería (T2) se destacaron en el promedio total de hojarasca, sin embargo, la cobertura de *Eucalyptus* sp presentó menor CRH en todos los meses evaluados. La cobertura vegetal del fragmento de bosque presentó los promedios más altos, junto con la Agroforestería. Para ambas coberturas, la fracción hoja también presentó mayores promedios de CRH, con 275,5% y 276,7%, respectivamente. Ambas coberturas, tanto de *Eucalyptus* sp como del sistema agroforestal, presentaron poca variación a lo largo de los meses. Por otro lado, la cobertura del fragmento de bosque tuvo mayor oscilación. El fragmento de bosque presentó el mayor porcentaje promedio de humedad del suelo (19%), diferenciándose estadísticamente de las demás coberturas.

PALABRAS CLAVE: *Hidrología forestal; agroecología; capacidad de retención de agua.*

INTRODUCCIÓN

La hojarasca juega un papel crucial en la intercepción y asociación de la precipitación y funciona en el proceso de circulación de nutrientes y transmisión de energía en el ecosistema. Corresponde a la capa de materia orgánica o en descomposición presente en la superficie del suelo forestal, formada por multitud de materiales, como hojas, ramas, flores, frutos, semillas y desechos animales. Su composición varía con el ecosistema, la edad y densidad del bosque, los factores abióticos y la degradación del área (Piovesan et al. 2012; Giácomo et al. 2017; Santos et al. 2017).

Las interacciones entre la lluvia, la vegetación en pie y la hojarasca en la superficie del suelo son motivo de preocupación para los hidrólogos forestales y otras personas interesadas en la partición y disposición de la lluvia (Dunkerley 2015). En hidrología

forestal, la retención de agua de la hojarasca es un indicador hidrológico importante (Dickow et al. 2012; Pinto y Negreiros 2018; Tongkaemkaew et al. 2018), y su capacidad de retención de agua depende del desarrollo de las especies forestales, las estructuras horizontales y verticales y la hojarasca. Con su efecto "esponja", intercepta el agua de lluvia y protege el suelo de la precipitación directa, reduciendo el impacto de la lluvia y retrasando o eliminando la escorrentía superficial, teniendo así efectos sobre la infiltración durante y después de un evento de lluvia (Neris et al. al. 2013; Li et al. 2016; Giácomo et al. 2017; Chen et al. 2018).

Entre las diferentes tipologías de bosques, ya sean de conservación, producción de madera o sistemas mixtos, la estructura, composición, tipos, cantidad y propiedades de la hojarasca varían y provocan cambios en la función hidrológica del bosque. Además, la hojarasca modifica los flujos bidireccionales, la humedad del suelo y la evaporación del agua (Matthews 2005). Como resultado, la cantidad de hojarasca y sus propiedades hidrológicas pueden causar cambios en las tasas de infiltración en una cuenca y, en última instancia, afectar no solo la calidad del agua, sino también el volumen de agua de la cuenca. (Chen et al. 2018).

Cuando se trata de áreas a recuperar por bosques nativos o incluso de la profundización del conocimiento sobre la dinámica de recuperación de suelos y la conservación de procesos hidrológicos en áreas degradadas, los estudios aún son escasos (Acharya et al., 2017; Pang y Bao, 2020). ; Park et al., 2010; Zagyvai-Kiss et al., 2019). En este sentido, el presente estudio tuvo como objetivo aportar informaciones para la discusión de la función hidrológica, mediante la obtención de los datos descritos en la siguiente sección.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de estudio está ubicado en el municipio de Sorocaba (23°34'57'' S; 23°35'25" S y 47°31'50'' W; 47°31'00" W), en el estado de São Paulo. La parte experimental se llevó a cabo en una región de transición entre la Meseta Atlántica y la Depresión Periférica, compuesta por Argisol Rojo-Amarillo Distrófico y Latosol Rojo Distrófico (Oliveira et al., 1999).). El clima, según la clasificación de Köppen, es Cwa: caluroso y lluvioso, con invierno seco. La vegetación original consiste en Bosque Semideciduo Estacional con elementos de Cerrado (Correa et al., 2014).

El estudio se realizó en tres coberturas de suelo diferentes, a saber: T1: rodal de *Eucalyptus* sp (de aproximadamente 6 años), T2: sistema agroforestal biodiverso sucesional (implantado hace 6 años) y T3: fragmento de bosque (de aproximadamente 10 años). Las variables bióticas y abióticas siempre se recolectaron al mismo tiempo, lo que permitió una comparación confiable entre tratamientos. En cada tratamiento se lanzaron tres (3) parcelas de 20 x 20 m, donde mensualmente se monitorearon los datos de precipitación interna, producción de hojarasca, capacidad de retención de agua de la hojarasca y humedad del suelo.

La precipitación abierta (P) fue monitoreada por la estación meteorológica instalada en el campus de la Universidad Federal de São Carlos. Para monitorear la precipitación interna (Tf), se instalaron 3 pluviómetros a 1,20 m del suelo en cada parcela. La precipitación interna se obtuvo mediante la siguiente ecuación:





$$Tf = \sum_{ni}^{x} \quad \frac{\left[\frac{V}{A} x10\right]}{ni} \qquad (1)$$

Donde Tf es la precipitación interna (mm), V es el volumen de cada pluviómetro (mL), A es el área de captación de cada pluviómetro (cm²) y ni es el número de pluviómetros.

La estimación de la cantidad de hojarasca mensual y anual producida estuvo constituida por la suma del peso de las fracciones de hojarasca seca en un horno con circulación de aire forzado a 70ºC, al alcanzar masa seca constante.

La capacidad de retención de agua (CRH) se evaluó mediante el método desarrollado por Blow (1955), aplicado por varios investigadores (Mateus et al. 2013; Santos et al. 2017; Martins et al. 2018; Silva et al. 2019). Cada fracción recolectada fue seleccionada e hidratada por inmersión en agua durante 24 horas para determinar la masa húmeda (MU). En seguida, las fracciones se secaron en estufa de circulación forzada a 70 °C, hasta alcanzar peso constante, y se pesaron nuevamente para determinar su masa seca (MS). La capacidad de retención de agua (CRH) se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$CRH(\%) = \frac{(MU - MS)}{MS} \times 100 \qquad (2)$$

CRH = Capacidad de Retención de Agua (%);
MU = Masa Húmeda (g);
MS = Masa Seca (g).

Los datos de humedad del suelo se obtuvieron en cuatro puntos aleatorios en cada parcela. Los materiales fueron recolectados, pesados, secados en estufa de circulación forzada a 120 °C, hasta peso constante y pesados nuevamente en una balanza de precisión de 0.01 g.

Los datos de producción de hojarasca, capacidad de retención de agua y humedad del suelo se sometieron a la prueba de homocedasticidad de varianzas por la prueba de Bartlett y la prueba de normalidad por la de Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) y luego se realizó el análisis de varianza sobre los datos que mostraron distribución normal. . Se aplicó la prueba de Student Newnam-Keuls (SNK) a quienes mostraron una diferencia significativa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La camada promedio total fue de 160g, con énfasis en Eucalyptus sp. (T1) y Agroforestería (T2), que presentaron los promedios más altos, diferenciándose estadísticamente de la cobertura del Fragmento de Bosque (T3), como se muestra en el Cuadro 1. El énfasis del stock promedio total en la cobertura del sistema agroforestal se dio especialmente a las prácticas de manejo realizadas en el lugar. Al comparar las fracciones de hojarasca, independientemente del tipo de cobertura del suelo, se observó una diferencia significativa (F = 29.33**), siendo la fracción de hojas la que mayor aporte (39.5% de la hojarasca total), con una media estadísticamente significativa igual a la fracción amorfa

(32,1%) y diferenciándose estadísticamente de las fracciones de rama (23,7%) y órganos reproductores (5,26%).

Cuadro 1. Peso natural promedio (g) de las fracciones de material amorfo, hojas, ramas, órganos reproductores y los respectivos porcentajes, en la composición de la hojarasca en tres diferentes coberturas de suelo.

Tratos	Total	Amorfo		Hojas		Sucursales		Órganos reproductivos	
	g	g	%	g	%	g	%	g	%
T1	177,20 a	55,38 aB	30,53	48,37 bB	27,36	69,16 aA	39,8	6,10 aC	3,31
T2	167,64 a	48,24 aB	27,09	72,94 aA	45,36	31,70 bC	20,02	15,59 aD	7,53
T3	136,02 b	49,32 aB	38,02	64,53 aA	45,2	17,87 cC	13,55	4,41 aD	3,31
Promédio	160,28	50,98 AB		61,95 A		39,59 B		8,7 C	
CV (%)	11,12	CV_A (%) = 21,39; CV_B (%) = 21,92							
F1	5,85*	6,72*							
F2	81,08**								
F1xF2	13,44**								

T1: *Eucalyptus* sp. T2: agroforestería. T3: fragmento de bosque. Las medias seguidas de las mismas letras minúsculas en las columnas y mayúsculas en las filas no difieren estadísticamente entre sí, por la prueba de Newman-Keuls, al nivel de probabilidad del 5%. F1: F calculado para coberturas de suelo; F2: F calculado entre fracciones. CV%: coeficiente de variación. *significativo al 5% de probabilidad. **significativo al 1% de probabilidad.

Para la cobertura T1, el mayor promedio de CRH se obtuvo en la fracción amorfa (221.7%), diferenciándose estadísticamente de las fracciones de hojas y órganos reproductivos, así como en Santos et al., en el material amorfo seguido de las hojas que componen la lecho, como se muestra en el Cuadro 2. Mateus et al. (2013) asume que CRH es una variable capaz de medir la regeneración y el mantenimiento del bosque al facilitar los procesos de germinación y establecimiento de plántulas en el medio ambiente. Para las coberturas T2 y T3, se presentaron promedios más altos de CRH en la fracción hoja (275,5% y 276,7%, respectivamente). En Pereira et al (2021), las medias de CRH también fueron más altas para las fracciones de hojas. Los autores encontraron que los materiales menos descompuestos, como los materiales lignificados, tenían tasas más bajas de capacidad de retención de agua, como se observó en el presente estudio.

La cobertura de *Eucalyptus* sp presentó menor CRH en todos los meses evaluados. En la mayor parte del período evaluado, la cobertura del suelo agroforestal presentó mayores valores medios de CRH. Ambas coberturas, tanto de *Eucalyptus* sp como del sistema agroforestal, presentaron poca variación a lo largo de los meses. La cobertura de fragmentos de bosque tuvo mayor fluctuación, con un valor mínimo de 180,7% en marzo y un valor máximo de 376,4% en junio de 2021.

Cuadro 2. Capacidad de retención de agua (%) de las fracciones de material amorfo, hojas, ramas, órganos reproductores y los respectivos porcentajes, en la composición de la hojarasca en tres diferentes coberturas de suelo.

Tratamentos	Total	Amorfo	Folhas	Galhos	Órgãos Reprodutivos
T1	157,30 b	221,71 aA	192,78 bAB	96,27 cC	166,63 bB
T2	240,37 a	217,75 aB	275,53 aA	209,61 aB	237,78 aAB
T3	245,72 a	222,67 aB	276,68 aA	140,2 bC	231,1 aB
Média	214,47	220,71 A	248,33 A	148,7 B	211,84 A
CV (%)	10,61	CV_A (%) = 14,08; CV_B (%) = 13,31			
F1	18,98**	21,81**			
F2		27,91**			
F1 x F2		4,34**			

T1: *Eucalyptus* sp. T2: Agrofloresta. T3: Fragmento florestal. As médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Newman-Keuls, ao nível de 5% de probabilidade. F1: F calculada para coberturas de solo; F2: F calculada entre frações. CV%: coeficiente de variação. *significativo a 5% de probabilidade. **significativo a 1% de probabilidade.

Para la variable humedad del suelo, el fragmento de bosque presentó el mayor porcentaje promedio (19%), diferenciándose estadísticamente de las demás coberturas (Figura 1). Con relación al mes, el mayor promedio de humedad se encontró en enero (37%), diferenciándose de los demás. El mes de marzo, en cambio, presentó la menor humedad promedio (2,2%), a diferencia de los demás meses. Pereira (2021) encontró que la presencia de dosel continuo y mayor estructuración del bosque reduce el impacto de las gotas en el suelo, estimulando la percolación del agua que abastece a la rizosfera, aumentando la humedad del suelo, por lo que se facilita el desarrollo de las especies.

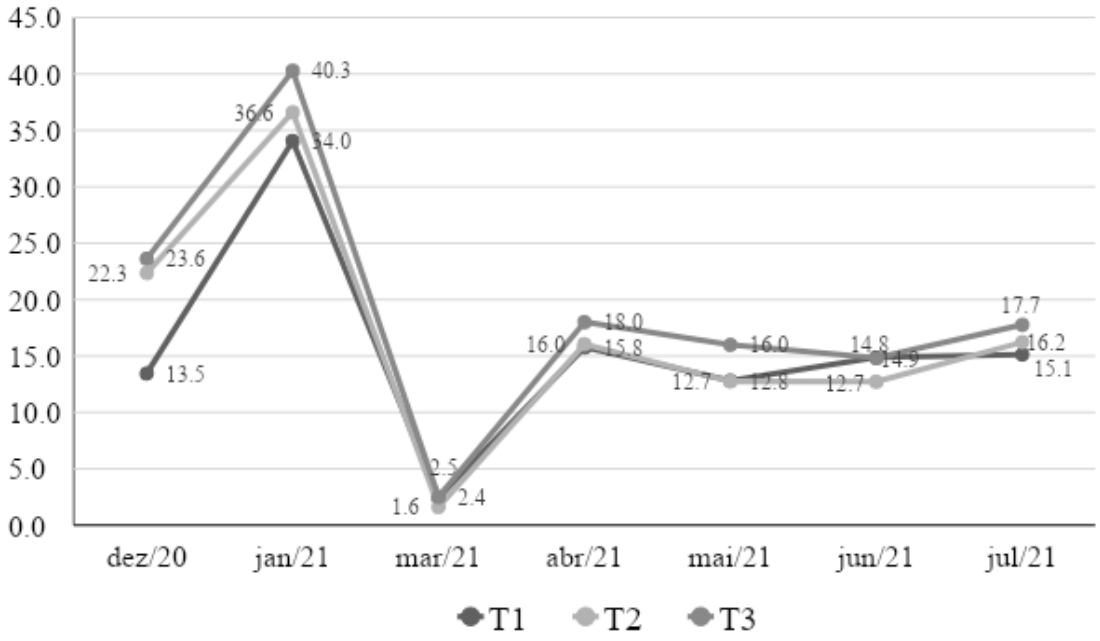


Figura 1. Humedad del suelo (%) en tres coberturas vegetales diferentes: rodal de Eucalyptus sp (T1), sistema agroforestal (T2) y fragmento de bosque (T3), de diciembre de 2020 a julio de 2021.

CONCLUSIÓN

Eucalyptus sp. y Agrofloresta tuvieron los promedios más altos de producción total de hojarasca (177,20 g y 167,64 g, respectivamente), con foco en la fracción de hojas para Agroforestería y la fracción de ramas para *Eucalyptus* sp., (72,94 g y 69,16 g, respectivamente). Para CRH, la cobertura vegetal del fragmento de bosque presentó los promedios más altos, junto con la Agroforestería. Para ambas coberturas, la fracción foliar también presentó promedios más altos de CRH. La cubierta de Eucalyptus sp., por su parte, presentó mayores promedios de CRH en la fracción amorfa.

El porcentaje promedio más alto de humedad del suelo lo registró el fragmento de bosque, evidenciando una mayor recarga de la rizósfera en comparación con los demás.

BIBLIOGRAFÍA

Acharya BS, Stebler E, Zou CB (2017) Monitoring litter interception of rainfall using leaf wetness sensor under controlled and field conditions. Hydrol Process 31:240–249. https://doi.org/10.1002/hyp.11047

Chen S, Cao T, Tanaka N, et al (2018) Hydrological properties of litter layers in mixed forests in Mt. Qinling, China. IForest 11:243–250. https://doi.org/10.3832/ifor2535-011

Correa, L. S. et al. Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.38, n.5, p.799-809, 2014

Dickow KMC, Marques R, Pinto CB, Höfer H (2012) Litter production in different successional stages of a subtropical secondary rain forest, in Antonina, PR. Cerne 18:75–86. https://doi.org/10.1590/S0104-77602012000100010

Dunkerley D (2015) Percolation through leaf litter: What happens during rainfall events of varying intensity? J Hydrol 525:737–746. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.04.039

Giácomo RG, Alves MC, Camara R, et al (2017) Litterfall and nutrient input in a degraded area. Floresta e Ambient 24:. https://doi.org/10.1590/2179-8087.002816

Li Y, Liu J, Zhou G, et al (2016) Warming effects on photosynthesis of subtropical tree species: A translocation experiment along an altitudinal gradient. Sci Rep 6:1–14. https://doi.org/10.1038/srep24895

Martins WBR, Do Vale RL, Ferreira GC, et al (2018) Litterfall, litter stock and water holding capacity in post-mining forest restoration ecosystems, Eastern Amazon. Rev Bras Ciencias Agrar 13:1–9. https://doi.org/10.5039/agraria.v13i3a5546

Mateus FA, do Couto Miranda C, Valcarcel R, Figueiredo PHA (2013) Estoque e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na mata Atlântica. Floresta e Ambient 20:336–343.

Matthews S (2005) The water vapour conductance of Eucalyptus litter layers. Agric For Meteorol 135:73–81. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.10.004

Neris J, Tejedor M, Rodríguez M, et al (2013) Effect of forest floor characteristics on water repellency, infiltration, runoff and soil loss in Andisols of Tenerife (Canary Islands, Spain). Catena 108:50–57. https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.04.011

Oliveira, J. B. Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 1999. 122p.

Park A, Friesen P, Serrud AAS (2010) Comparative water fluxes through leaf litter of tropical plantation trees and the invasive grass Saccharum spontaneum in the Republic of Panama. J Hydrol 383:167–178. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.033

Pereira, L. C. et al. Aspects of forest restoration and hydrology: the hydrological function of litter. Journal of Forestry Research, n. July, 2021.

Pinto WJ, Negreiros AB (2018) A serrapilheira como bioindicador de qualidade ambiental em fragmentos de Eucalyptus. Rev Cont 7:175–202

Piovesan G, Schumacher MV, Viera M, et al (2012) Deposição de serapilheira em povoamento de Pinus. Pesqui Agropecuária Trop 42:206–211. https://doi.org/10.1590/s1983-40632012000200012

Santos AFA, Carneiro ACP, Martinez DT, Caldeira SF (2017) Capacidade de retenção hídrica do estoque de serapilheira de eucalipto. Floresta e Ambient 24:1–9. https://doi.org/10.1590/2179-8087.030315

Silva PLF da, Oliveira FP de, Pereira WE, et al (2019) Estoques de carbono e retenção hídrica em biomassa de gramíneas no agreste da Paraíba. Brazilian J Biosyst Eng 13:155–167. https://doi.org/1037//0033-2909.I26.1.78

Tongkaemkaew U, Sukkul J, Sumkhan N, et al (2018) Litterfall, litter decomposition, soil macrofauna, and nutrient content in rubber monoculture and rubberbased agroforestry plantations. For Soc 2:138–149. https://doi.org/10.24259/fs.v2i2.4431

COMPORTAMIENTO DE LA PRODUCCIÓN DE ESCURRIMIENTOS Y SEDIMENTOS DE MICROCUENCAS FORESTALES EN LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO, MICHOACÁN

Pedro Rivera Ruiz[1,4]; Juan Enrique Rubiños Panta[2]; Demetrio Salvador Fernández Reynoso[2]; Cándido Mendoza Pérez[2]; Jorge Víctor Prado Hernández[3]; Ulises Dehesa Carrasco[4]

[1]Estudiante de Doctorado del Colegio de Postgraduados, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos. pedro.rivera@colpos.mx y privera@tlaloc.imta.mx
[2]Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Edo. de México
[3]Universidad Autónoma Chapingo, Carretera México-Texcoco Km. 38.5, Chapingo, Texcoco, Edo. de México
[4]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Morelos.

RESUMEN

Se evaluó durante el 2017 el comportamiento de la producción de escurrimientos y sedimentos para evaluar la relación lluvia-escurrimiento-producción de sedimentos en dos microcuencas de la cuenca del Lago de Pátzcuaro. Las microcuencas evaluadas fueron Ichupio (101.94 ha y CON obras y prácticas conservacionista) y Malacate (149.25 ha y SIN obras y prácticas conservacionista), ambas microcuencas presentan un uso de suelo predominantemente forestal (74 al 79%) con áreas de pastizal (11 al 18%) y agricultura (1 al 3%). Se cuantificó la lámina precipitada en 835.8 y 846.4 mm en las microcuencas Ichupio y Malacate, respectivamente. Se analizaron cuatro eventos de escurrimiento que se presentaron en ambas microcuencas, en Ichupio generaron 489.01 m^3 de agua y 3.353 toneladas de sedimentos lo que indica una degradación específica de 32.89 kg/ha; por su parte, en la microcuenca Malacate se cuantificaron 18,274.16 m^3 de agua y una producción de sedimentos de 156.18 toneladas que resulta en una degradación específica de 1,046.48 kg/ha. Se presenta un análisis de cada evento donde se determina la influencia sobre el escurrimiento de la cantidad e intensidad de la lluvia y el contenido de humedad antecedente en el suelo, y de cómo éstos a su vez, influyen en las láminas escurridas y en los escurrimientos máximos, lo anterior relacionado y analizado de acuerdo con los escenarios de manejo de cada microcuenca.

PALABRAS CLAVE: *Microcuenca forestal; práctica conservacionista; precipitación.*

INTRODUCCIÓN

La vegetación junto con las prácticas de manejo que se realizan en una microcuenca (incluyendo en éstas las prácticas conservacionistas), son un factor determinante en el balance hídrico ya que están directamente relacionados a la evapotranspiración, infiltración y el déficit de humedad en el suelo; por otro lado la capacidad de almacenamiento de humedad depende del uso de suelo, de la textura del suelo y la profundidad de las raíces

de las vegetación presente; de manera que los cambios en el uso de la suelo, la vegetación y la presencia o no de prácticas de conservación de agua y suelo, tienen una influencia directa sobre el comportamiento hidrológico (y por ende, en el balance hídrico).

En México todavía no se conoce bien el comportamiento hidrológico de muchas cuencas hidrográficas, especialmente de aquellas ubicadas en áreas de montaña que están sujetas a una alta sensibilidad ante los cambios de los ecosistemas. Trabajos que se han realizado han puesto de manifiesto que los espacios forestales son el tipo de cobertura que sigue presentando menos información para establecer relaciones entre el tipo de vegetación y el balance de agua (Oudin *et al.*, 2008; Netzer, *et al.*, 2019). A pesar de toda la investigación realizada sobre hidrología forestal, y de los grandes avances en la comprensión científica sobre las interacciones entre bosque y agua, el papel del bosque, en relación con la gestión sostenible de los recursos hídricos, continúa siendo un tema clave en muchos lugares del mundo, y no se diga en México donde son muy raros las estudios que se han realizado, sobre todo porque no se tienen cuencas forestales instrumentadas donde se esté monitoreando y registrando constantemente las variables de lluvia y escurrimiento, principalmente.

Los cambios ambientales que se vienen produciendo en los últimos años en nuestro país, así como los cambios en los usos del suelo desde las últimas décadas como consecuencia del progresivo aumento de la superficie deforestadas, hacen estos trabajos especialmente interesantes, por lo que es indispensable contar con cuencas instrumentadas donde se pueden medir las variables que intervienen en los diferentes procesos hidrológicos y de sedimentos. Por otro lado, para estimar o cuantificar los impactos del efecto que tiene las prácticas conservacionistas sobre el rendimiento hídrico, se ha empleado tradicionalmente la metodología de cuencas pareadas (Best *et al.*, 2003), con la cual se pueden evaluar el efecto del manejo que se realiza en una de ellas y compararlo con la respuesta de la otra que actúa como testigo. En los últimos años se han venido implementando tecnologías conservacionistas de los recursos agua, suelo, bosque en la cuenca del Lago de Pátzcuaro, y una incógnita que se tiene es el saber cuáles son los impactos ambientales que se han logrado con el establecimiento de estas acciones, por lo que fue necesario evaluar de forma sistemática los impactos que se logran con la aplicación de dichas tecnologías, utilizando el método de cuencas pareadas, con la cual se estudiarían microcuencas con y sin aplicación de prácticas y obras conservacionistas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación de las microcuencas. Para realizar la investigación se seleccionaron dos microcuencas, una de ellas es la microcuenca evaluación y para el caso es donde se han establecido prácticas y obras conservacionistas (Ichupio con 101.94 ha). La otra es la microcuenca "testigo" que corresponde a la microcuenca donde no se han realizado acciones y obras conservacionistas (Malacate con 149.25 ha). En la Figura 1 se presenta la ubicación de las microcuencas pareadas, están en el municipio de Tzintzuntzan en la cuenca del Lago de Pátzcuaro. En ambas microcuencas la categoría de uso de suelo predominante es la forestal (del 74 al 79% de la superficie), con áreas de pastizal (11 al 18%) y agricultura (1 al 3%).





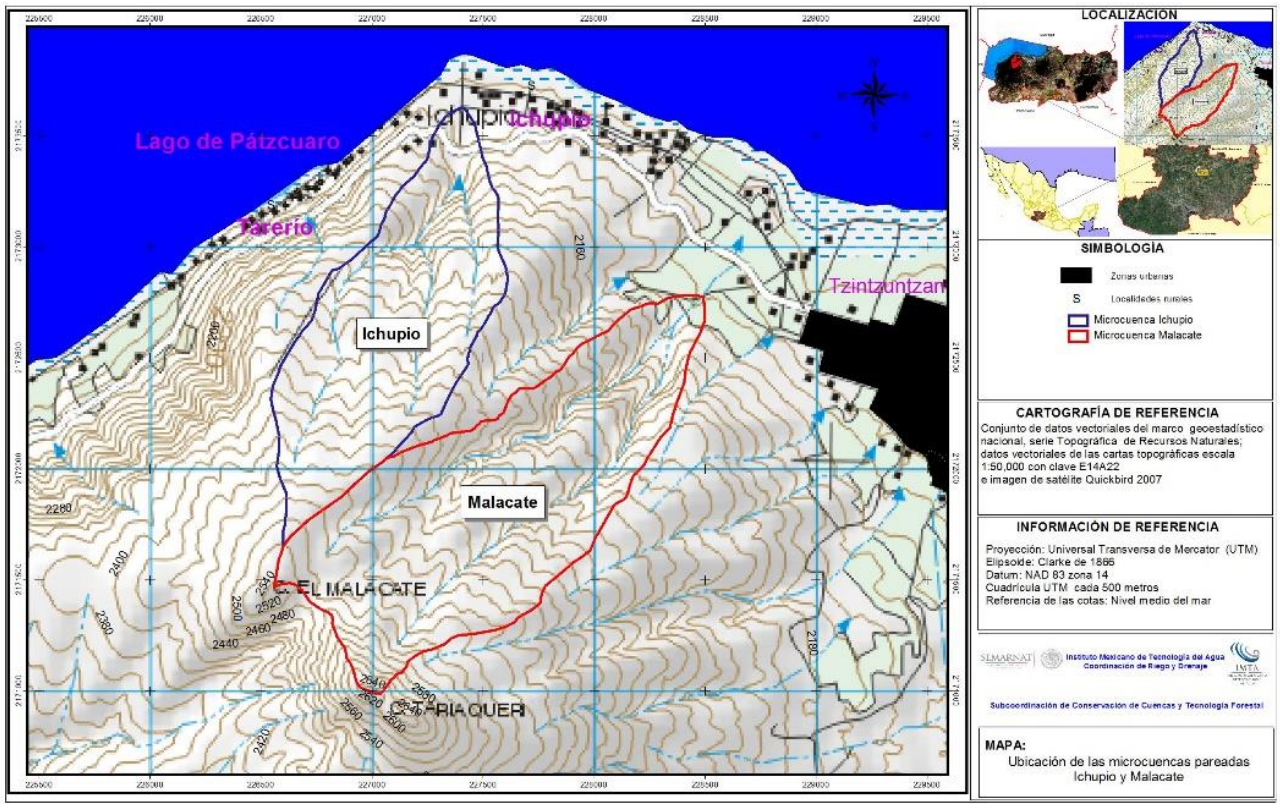


Figura 1. Ubicación de las microcuencas Ichupio y Malacate.

Instrumentación y toma de muestras de sedimentos. Para el registro de datos, ambas microcuencas se instrumentaron instalando pluviómetros digitales para la medición de la precipitación y la construcción de un aforador de garganta larga (Figura 2) equipado con un sensor ultrasónico (Figura 3) para registrar la información de carga o nivel y el gasto (escurrimiento superficial) que se presentó en las microcuencas durante el año 2017. A su vez, en cada evento de escurrimiento que se presentó se tomaron muestras de 1 litro de escurrimiento cada 5 minutos durante el tiempo del evento, y posteriormente en el laboratorio se cuantificó el contenido de sedimentos, de esta manera se obtuvo la concentración media de sedimentos por litro cada 5 minutos y el promedio por evento, y posteriormente se multiplicó por el volumen de escurrimiento en el periodo para obtener la producción de sedimentos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de la medición de lluvia. En la Figura 4 se presenta gráficamente la precipitación mensual que se registró en las microcuencas Ichupio y Malacate durante el año 2017. En la microcuenca Ichupio llovieron un total de 835.8 mm y en la microcuenca Malacate un total de 846.4 mm durante todo el año, es decir, solamente existe una diferencia en lluvia de 10.6 mm entre ambas microcuencas, lo que indica que se presentaron eventos de lluvia muy similares.



Figura 2. Aforador de garganta larga para medición de los escurrimientos.



Figura 3. Equipo con sensor ultrasónico para el registro de los escurrimientos.

Como se observa en el análisis que se presenta en los apartados siguientes, los eventos de lluvia que presentaron cantidades que superaron los 10 mm de lluvia y que tuvieron antecedentes con días previos en los que estuvo lloviendo, fue cuando se tuvieron las condiciones para que se presentara el escurrimiento superficial. Para cada microcuenca se necesitaron de condiciones diferentes para que se presentara el escurrimiento, ya que en la microcuenca Malacate con lluvias que superaron los 15 mm fue seguro que se presentara el escurrimiento, sin embargo, en el caso de la microcuenca Ichupio que es la que tiene las obras y prácticas conservacionistas, se necesitó de lluvias que superaran los 25 mm para que se generara escurrimiento superficial.

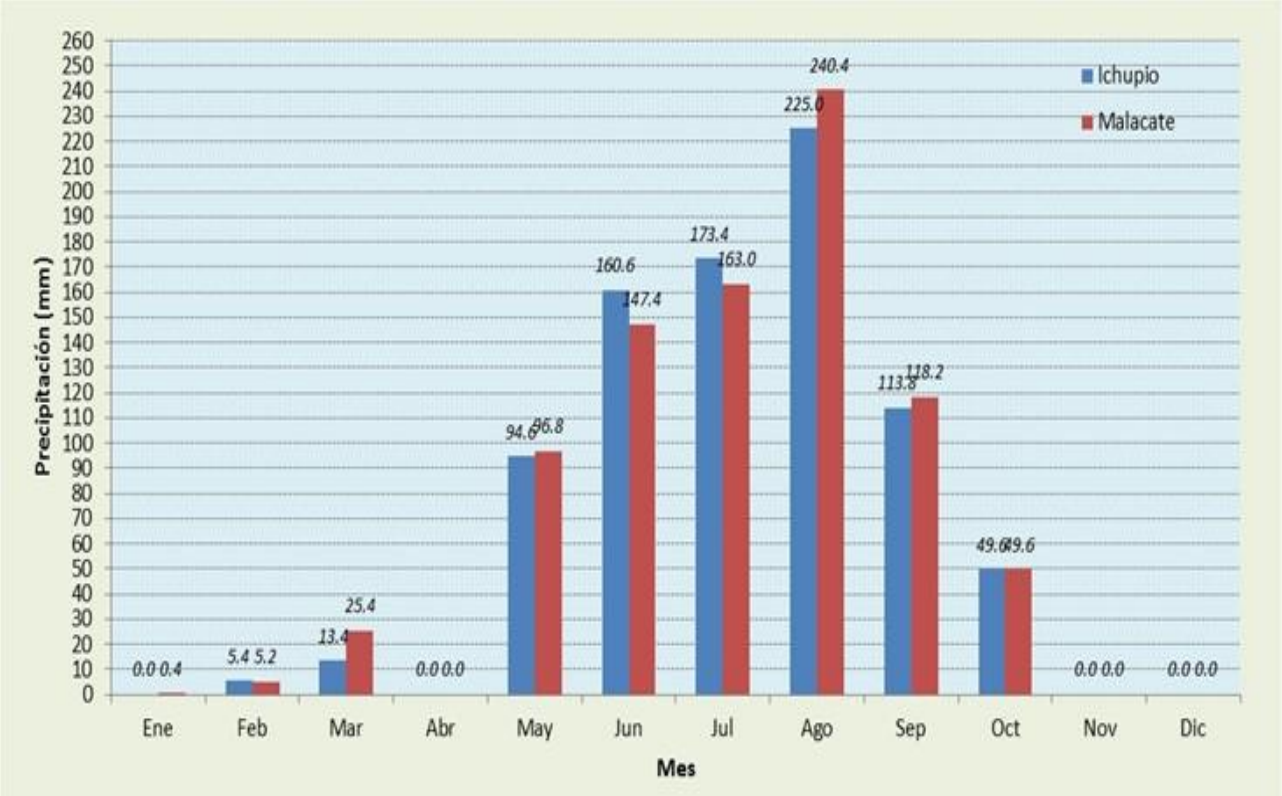


Figura 4. Precipitación mensual registrada en las microcuencas Ichupio y Malacate durante el año 2017.

Análisis de la producción de escurrimiento y sedimentos y evaluación de los efectos de las obras y prácticas conservacionistas. Para realizar la evaluación e identificar el efecto que causan en la producción de escurrimientos y sedimentos las obras y prácticas conservacionistas, es necesario hacer un análisis conjunto de la información por evento que se presentó, y también por supuesto, analizarlo de manera global con los totales obtenidos. En los Cuadros 1 y 2 se presentan los resultados de cuatro eventos de escurrimientos que se

presentaron en el 2017 en ambas microcuencas, se incluye la información de gasto y de sedimentos. La microcuenca Malacate fue la que presentó los mayores escurrimientos máximos, lo que derivó en presentarse un mayor caudal, aunado a que en su área de captación de la microcuenca no existen obras ni prácticas conservacionistas.

En relación con la microcuenca Ichupio y debido a que tiene en su cuenca de captación las obras y prácticas conservacionistas, fue quien presentó menores tasas de escurrimiento. En cuanto a los escurrimientos superficiales, se obtuvo un coeficiente de escurrimiento de 0.11 para los eventos de lluvia evaluados en la microcuenca Malacate, y de 0.0045 para la microcuenca Ichupio. Con ello entonces se determina que la eficiencia de las obras y prácticas conservacionistas establecidas en la cuenca fue de 96.08% para control de los escurrimientos.

Cuadro 1. Precipitación y producción de escurrimientos y sedimentos de cuatro eventos que se presentaron en la microcuenca Malacate (SIN prácticas de conservación) en el año 2017.

Fecha	Precipitación del evento (mm)	Escurrimiento (mm)	Escurrimiento máximo (L/s)	Volumen (L)	Concentración media de sedimentos (g/L)	Producción de sedimentos (kg)
29-jun-17	31.4	0.683	87.8	1,019,401.6	6.8	6,931.9
06-ago-17	42.0	3.570	568.1	5,328,439.9	10.6	56,481.5
19-ago-17	13.0	3.936	179.1	5,873,678.1	2.5	14,684.2
20-ago-17	25.0	4.056	513.4	6,052,640.8	12.9	78,079.1
Total	**111.4**	**12.245**		**18,274,160.4**		**156,176.7**

Superficie de la microcuenca: 149.24 ha, **Producción de sedimentos: 1,046.48 kg/ha**

Cuadro 2. Precipitación, producción de escurrimientos y sedimentos de cuatro eventos que se presentaron en la microcuenca Ichupio (*CON obras y prácticas de conservación*) en el año 2017.

Fecha	Precipitación del evento (mm)	Escurrimiento (mm)	Escurrimiento máximo (L/s)	Volumen (L)	Concentración media de sedimentos (g/L)	Producción de sedimentos (kg)
29-jun-17	41.6	0.067	11.2	68,269.2	3.4	232.1
06-ago-17	31.0	0.241	50.4	245,931.4	7.7	1,893.7
19-ago-17	19.0	0.041	18.7	41,545.9	1.0	41.5
20-ago-17	14.0	0.131	68.6	133,261.9	8.9	1,186.0
Total	**105.6**	**0.480**		**489,008.4**		**3,353.3**

Superficie de la microcuenca: 101.95 ha, **Producción de sedimentos: 32.89 kg/ha**

Finalmente, se obtuvo una producción de sedimentos para los cuatro eventos analizados de 156.18 toneladas en la microcuenca Malacate (que no tiene manejo conservacionista), y lo contrario se cuantificó en la microcuenca Ichupio (con manejo conservacionista) ya que tan solo se cuantificaron 3.35 toneladas de sedimentos que "salieron" de la microcuenca.





Esto nos lleva a obtener otro parámetro que es la degradación específica y, por tanto, en el año de evaluación de 2017 para la microcuenca Malacate fue de 1.046 t/ha (1,046.48 kg/ha), y para la microcuenca Ichupio fue de 0.032 t/ha (32.898 kg/ha), es decir, por efecto de las obras y prácticas conservacionistas se logró reducir en 96.86% la salida de sedimentos de la cuenca o, en otras palabras, prácticamente se produjo muy poca erosión hídrica.

Es importante recalcar, que los datos presentados, corresponden a los obtenidos durante un año de investigación y lo recomendable es continuar con el registro de información por más años para tener conclusiones con más sustento, y será hasta entonces en que las tendencias que se obtendrán se apegarán más a la realidad para comprender la relación lluvia-escurrimiento-erosión en las microcuencas de la cuenca del Lago de Pátzcuaro. Para entonces, se podrá comparar estadísticamente los rendimientos hídricos y la producción de sedimentos asociados con las dos microcuencas, y se practicarán transformaciones matemáticas apropiadas para las variables de forma que se obtenga una tendencia estadística aceptable.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos se concluye que la eficiencia para el control de los escurrimientos superficiales fue de 96.08% debido al efecto de las obras y prácticas conservacionistas establecidas en la microcuenca Ichupio, y por tanto la lluvia que precipita en la microcuenca se "queda" en el sistema cuenca como infiltración, humedad del suelo, aprovechamiento de humedad, recarga de acuífero, etc. Una similar tendencia se observó en la producción de sedimentos donde la eficiencia fue similar con 96.86%. En la microcuenca Malacate se presentaron los mayores escurrimientos máximos, así como, las mayores láminas de escurrimiento. La misma tendencia se observó en los contenidos promedio de sedimentos en las muestras de agua de un litro que se analizaron, ya que el contenido en gr/l por muestra fue mayor en las muestras de escurrimientos.

AGRADECIMIENTOS

A la Fundación Gonzalo Río Arronte quien a través del proyecto "Prácticas y Obras para la Repoblación Forestal y Conservación de Suelos" se desarrolló la presente investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Best, A., Zhang, L., McMahon, T., Western, A. y Vertessy, R. 2003. A critical review of paired catchments studies with reference to seasonal flows and climatic variability. Murray-Darling Basin Commission and CSIRO, Camberra. 56 pp.

Netzer M. S., Sidman G., Pearson T. R.H., Walker S. M. and Srinivasan R. 2019. Combining Global Remote Sensing Products with Hydrological Modeling to Measure the Impact of Tropical Forest Loss on Water-Based Ecosystem Services. Forests 2019, 10, 413; doi:10.3390/f10050413

Oudin, L., Andréassian, V., Lerat, J., Michel, C. 2008. Has land cover a significant impact on mean annual streamflow? An international assessment using 1508 catchments. Journal of Hydrology, 357(3-4): 303-316.





CONTROL MICROBIOLÓGICO Y QUÍMICO DE *Fusarium spp.* Y *Meloidogyne spp.* EN LA PRODUCCIÓN DE JITOMATE EN SUELO BAJO INVERNADERO

Héctor Alfredo Ortiz-Ramírez[1]; Alfredo Lara-Herrera[1]; Alejandro Alarcón[2]; Martha Patricia España-Luna[1]; Rodolfo de la Rosa-Rodríguez[3]; Julio Lozano-Gutiérrez[1]

[1]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Agronomía, Km. 15.5 Carretera Zacatecas-Jerez, Cieneguillas, Zacatecas, México, C.P. 98187, Correo electrónico: alara204@hotmail.com.
[2]Colegio de Postgraduados, Área de Microbiología del Postgrado de Edafología, Montecillos, Texcoco, Edo. De México, México, C.P. 56230.
[3]Universidad Autónoma de Zacatecas, Unidad Académica de Ingeniería Eléctrica, Av. Ramón López Velarde 801, Zacatecas, Zac., México, C.P. 98000.

RESUMEN

Uno de los principales problemas de la producción de jitomate (*Solanum lycopersicum* L.) en suelo bajo invernadero es el daño por hongos y nematodos. El uso de microorganismos benéficos para el control de enfermedades es una alternativa biológica que se ha venido intensificando, ayudando a reducir el uso de agroquímicos y manteniendo el rendimiento. El objetivo de la investigación fue conocer el efecto de un consorcio microbiano benéfico (CMB), la combinación del CMB con el control químico (CQ), y sólo el CQ contra los fitopatógenos *Fusarium sp.* y *Meloidogyne sp.* en plantas de jitomate. La investigación se realizó en una empresa que produce hortalizas en suelo bajo invernadero en el estado de Zacatecas. La combinación del CMB aplicado en suelo semanal, y su aplicación foliar quincenal + CQ incrementó las variables de crecimiento. No hubo diferencias significativas en rendimiento, aunque el tratamiento con aplicación semanal de CMB + CQ presentó menor rendimiento, pero mejor calidad de frutos. En el índice de fitosanidad no hubo diferencias significativas. Con la aplicación del CMB en el suelo y en el follaje el crecimiento y sanidad de las plantas, y la producción y la calidad de frutos fueron iguales al tratamiento con CQ, aunque con la combinación del CMB y CQ el rendimiento fue menor.

PALABRAS CLAVE: *Solanum lycopersicum L., microorganismos benéficos, consocio microbiano.*

INTRODUCCIÓN

En México el 70% de los cultivos que se producen en agricultura protegida corresponde a jitomate (*Solanum lycopersicum* L.) (SIAP, 2018). En el estado de Zacatecas, el 74.2% de la superficie producida en ambiente protegido es con jitomate. El 80% de los cultivos hortícolas que se producen en ambiente protegido en México, se desarrollan en suelo. *Fusarium oxysporum* f. es uno de los microorganismos que más afectan al cultivo de jitomate, el cual es responsable de pérdidas de rendimiento de hasta 60% (González *et al.*, 2012) y los nematodos representan una de las principales plagas del cultivo, el género *Meloidogyne* es

el más distribuido y dañino, provocando pérdidas de 20-33% en rendimiento a escala mundial (Hernández-Ochandía *et al*., 2015).

Con el uso inadecuado de productos químicos las plagas y enfermedades se vuelven resistentes, también el monocultivo y el uso inadecuado de agroquímicos han reducido la biodiversidad de agroecosistemas provocando una elevada incidencia de plagas y enfermedades en los cultivos (Zavaleta-Mejía, 1999). Es de gran interés obtener alternativas para controlar las plagas y enfermedades del suelo que sean efectivas, ecológicas y económicas. Existen microorganismos mediante los cuales es posible el control de fitopatógenos. Mediante el uso de un consorcio microbiano benéfico (CMB) se puede lograr mejorar las propiedades físicas, químicas, biológicas del suelo y la supresión de enfermedades. Un CMB es una asociación natural de dos o más poblaciones microbianas de diferente especie donde todos se benefician de las actividades de los demás (Cadavid *et al*., 2016).

El objetivo del trabajo fue comparar el uso de un CMB contra el control químico (CQ), y la combinación de éstos en la producción y calidad de jitomate en suelo bajo invernadero y la sanidad de las plantas respecto a *Fusarium sp.* y *Meloidogyne sp*.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en dos invernaderos con una superficie de 7,800 m^2 en cada uno; durante los meses de febrero a julio de 2019. En Santa Rita, Panuco, Zacatecas, en las coordenadas: Latitud 23° 2' 52.92" N, Longitud 102° 36' 4.42" O.

Se utilizó un CMB en estado líquido, con los siguientes microorganismos: *Bacillus subtilis,* (variedad Natto). *Bifidobacterium animalis, Bifidobacterium bifidum, Bifidobacterium longum, Lactobacillus acidophilius, Lactobacillus bulgaricus, Lactobacillus casei, Lactobacillus delbrecki, Lactobacillus plantarum, Lactococcus lactis, Micromonospora thermoactinomices, Micromonospora frankia, Micromonospora actinomyces, Rhodobacter spaeroides, Rhodopseudomonas palustris, Streptococcus termophillus, Streptococcus lactis, Streptococcus fecallis, Streptomyces albus, y Protoionobacterium freudenreichil* (Bacterias), *Mucor hiemalis, Aspergillus orizea,* y *Candida utilis* (Hongos), *Sacharomyces cerevicae* (Levadura). La carga microbiana es de 1,500,000 UFC/mL de muestra.

Los tratamientos ensayados fueron:
(1) CMB aplicado cada semana al suelo y al follaje,
(2) CMB aplicado cada semana al suelo y al follaje cada dos semanas,
(3) CMB aplicado cada dos semanas al suelo y al follaje,
(4) CMB aplicado cada semana al suelo y al follaje + control químico,
(5) CMB aplicado cada semana al suelo y al follaje cada dos semanas + control químico, y
(6) control químico, como tratamiento testigo.

En los tratamientos donde se aplicó el CMB al suelo se realizaron en el riego por goteo, la dosis aplicada fue de 0.51 L de CMB diluido en 5.1 L de agua por cada unidad experimental. Para las aplicaciones vía foliar las dosis fueron de 0.1, 0.5 y 1.0 L de CMB por cada 10 L de agua [hasta los 43, 85 y 127 días después del trasplante (ddt), respectivamente], en cada una de las aspersiones realizadas. Las dosis fueron las mismas para todos los

tratamientos que incluían el CMB. La unidad experimental estuvo constituida de tres camas con acolchado plástico, cada una con 30 m de longitud, con plantación a doble hilera, a una densidad de 2.6 plantas m^{-2}. En cada tratamiento se realizaron cinco repeticiones en un diseño experimental en bloques completos al azar, la parcela útil fue la cama central. Los tratamientos 1, 2 y 3 se establecieron en un módulo en el cual sólo se aplicó el CMB. En otro módulo se seleccionaron las tres camas de cada uno de los tratamientos restantes (4, 5 y 6).

El manejo de cultivo fue el mismo para los seis tratamientos. El material vegetal que se estableció fue el hibrido "El Cid" (Harris Moran®) de tipo saladette con crecimiento indeterminado, aunque se determinó a diez racimos. El suelo en el que se desarrollaron las plantas (Naves 7 y 9) es franco arcillo arenoso, con pH de 7.65. El suelo fue previamente desinfectado, con metam sodio al 40% y a una dosis de 400 L ha^{-1}; al inicio de cada ciclo se desinfecta de esta forma, pero al avanzar el ciclo las infestaciones de *Fusarium sp.* y de *Meloidogyne sp*. llegan a valores críticos. La aplicación del CMB en el suelo comenzó un día después del trasplante, y continuó semanal o quincenalmente, de acuerdo con la frecuencia que les correspondió. Las aplicaciones foliares iniciaron 30 ddt y a partir de ahí semanal o quincenalmente, según la frecuencia del tratamiento. Para el control de plagas en la Nave 7, se utilizó un aceite vegetal de semilla de soya y para la nave 9 se utilizaron productos químicos comerciales.

En cada corte de frutos se midió: número (NF), peso (PF), y tamaño (diámetro polar, DP y diámetro ecuatorial DE) de frutos, y al final el rendimiento total. La calidad de los frutos se midió con la firmeza (FIR), determinada con un penetrómetro (kg cm^{-2}), los sólidos solubles totales (SST) mediante un refractómetro manual (° Brix). También se contabilizó el porcentaje de daños por *Fusarium sp.* (PDF), esta evaluación se realizó cada quince días. Al final del ciclo del cultivo (140 días después de trasplante) se evaluó la incidencia del agallamiento de las raíces ocasionado por *Meloidogyne sp.*, con base en el total de plantas por unidad experimental.

Se utilizó un diseño experimental en bloques completos al azar. Los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA), a una prueba de comparación de medias (Tukey, α=0.05), y al análisis de correlación entre las variables evaluadas. Lo anterior utilizando el programa SAS (Statistical Analysis System) v. 9.4.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mayor NF se presentó en los Tratamientos 1 (consorcio microbiano aplicado semanalmente) y 5 (control químico y aplicación del CMB semanal en suelo y quincenal al follaje); el PF fue mayor en los Tratamientos 1, 2 y 3, consistentes en la aplicación del consorcio microbiano en diferentes frecuencias (T1, semanal en suelo y follaje; T2, semanal en suelo y quincenal en el follaje; T3, quincenal en suelo y en el follaje) pero sin el uso del control químico. No se presentaron diferencias en el DP del fruto entre los tratamientos ensayados; pero el DE fue mayor en los Tratamientos 2 y 3, mostrando diferencias significativas con el Tratamiento 4. El rendimiento de frutos fue menor en el Tratamiento 4 (control químico y aplicación semanal del CMB); entre todos los demás tratamientos no hubo diferencias estadísticas, sin embargo, se aprecia una tendencia más favorable con el Tratamiento 1 (aplicación del CMB sin uso del control químico) (Cuadro 1), se presentó una

correlación negativa entre el rendimiento y la calidad de los frutos (FIR, -0.9061 y SST -0.9318).

En general, la aplicación del CMB favoreció la mayoría de las variables de la producción, principalmente el peso del fruto y el rendimiento. Alfonso *et al.* (2005) también reportan beneficios en el rendimiento del jitomate al mejorar las condiciones para el desarrollo de la planta esto con la ayuda de microorganismos benéficos de los géneros *Pseudomonas, Azospirillum, Azotobacter, Bacillus y Streptomyces*. Sin embargo, el efecto benéfico del CMB disminuyó cuando se combinó con el control químico, principalmente cuando el CMB se aplicó semanalmente en el suelo y en el follaje (Tratamiento 4), lo cual se puede deber a la inactivación de microorganismos benéficos con los productos químicos, Rivera *et al*. (2010) mencionan que con el uso intensivo de agroquímicos la efectividad de la microbiota en suelo puede verse afectada negativamente.

El porcentaje de daño por *Fusarium* (PDF) fue evaluado durante el ciclo del cultivo. En general, desde el inicio y durante el ciclo, el menor PDF se obtuvo en los tratamientos con CQ. Aunque al principio fue bajo, el PDF en los tratamientos con el CMB fue mayor con respecto al CQ. Este comportamiento se mantuvo durante todo el ciclo, aunque con la aplicación semanal del CMB tanto en suelo como foliar, el PDF fue menor que con las aplicaciones quincenales del CMB. En la etapa final del ciclo, con la aplicación semanal tanto en suelo como en follaje del CMB, el PDF fue similar a los tratamientos con CQ (Figura 1).

El control de nematodos al inicio del ciclo mediante el uso de metam sodio fue efectivo (no presencia). En la etapa intermedia del ciclo se tuvo un incremento, este incremento fue leve en los Tratamientos 1, 3 y 5; pero en los Tratamientos 2, 4 y principalmente en el 6, se tuvo un incremento importante de nematodos. Sin embargo, al final del ciclo, en general, se tuvo una reducción en la presencia de nematodos en el suelo (Cuadro 2).

Cuadro 1. Número (NF), peso (PF), diámetro ecuatorial (DE), rendimiento (RF), firmeza y sólidos solubles totales en frutos de jitomate en invernadero por efecto del control de enfermedades en la raíz-suelo mediante la aplicación de un consorcio microbiano benéfico y éste combinado con el control químico.

Tratamientos	NF	PF (g fruto^{-1})	DE (cm)	RF (kg m^{-2})	FIR (kg cm^{-2})	SST (° Brix)
1. CMB-SS y F	203.4 a†	76.7 a	4.4 ab	13.5 a	2.9 ab	13.5 a
2. CMB-SS y QF	197.0 ab	75.7 a	4.4 a	12.9 a	2.9 b	12.9 a
3. CMB-QS y F	178.2 ab	77.3 a	4.4 a	11.9 a	3.1 ab	11.9 a
4. CMB-SS y F + CQ	167.6 b	63.6 b	4.0 b	9.2 b	3.2 a	9.2 b
5. CMB-SS y QF + CQ	207.2 a	69.9 ab	4.2 ab	12.6 a	3.0 ab	12.6 a
6. CQ Testigo	186.2 ab	71.6 ab	4.3 ab	11.5 a	3.0 ab	11.5 a

† Letras iguales seguidas de cada cifra en cada columna son estadísticamente iguales ($p \leq 0.05$). CMB= consorcio microbiano benéfico, SS= semanal en suelo, F= foliar, QF= quincenal foliar, QS= quincenal suelo y CQ= control químico.

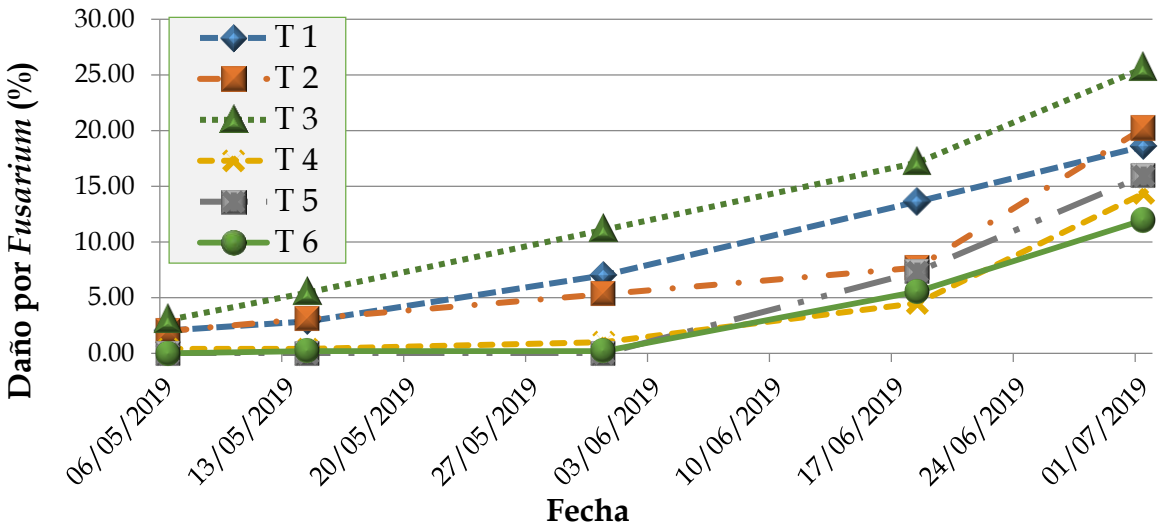


Figura 1. Daños ocasionados por *Fusarium* sp. en plantas de jitomate durante el desarrollo del cultivo en invernadero, por efecto del control de enfermedades en la raíz-suelo mediante la aplicación de un consorcio microbiano benéfico (CMB) y el CMB combinado con el control químico.

Los índices de daños por nematodos (IDN) evaluados al final del ciclo, no presentaron diferencias significativas, aunque en los tratamientos donde se aplicó el CMB sin el CQ (Tratamientos 1, 2 y 3), los daños tendieron a ser menores. Al final del ciclo, los IDN fueron altos en todos los tratamientos (Cuadro 2). Jonathan *et al.* (2000) reportan efectos favorables de bacterias (*Bacillus cereus, B. subtilis, B. sphaericus, Agrobacterium radiobacter, Pseudomonas fluorescens, P. chlororaphis* y *Burkholderia cepacia*) contra *Meloidogyne*, suprimiendo el desarrollo de agallas en las raíces de tomate y además estas bacterias redujeron la reproducción del nematodo.

Cuadro 2. Nematodos presentes en el suelo al inicio, mediados y al final del ciclo del desarrolló de un cultivo de jitomate, e incidencia de daños por nematodos (IDN) al final del ciclo, en invernadero, por efecto de los tratamientos de control de enfermedades mediante un consorcio microbiano benéfico (CMB) y el control químico (CQ).

Tratamientos	Inicio	Intermedio	Final del ciclo	IDN
	(Individuos en 100 cc de muestra)			
1. CMB-SS y F	0	700	713	3.2 a†
2. CMB-SS y QF	0	1,413	313	3.2 a
3. CMB-QS y F	0	867	313	3.6 a
4. CMB-SS y F + CQ	0	1,953	580	3.8 a
5. CMB-SS y QF + CQ	0	740	580	3.8 a
1. CMB-SS y F	0	4,900	913	4.2 a

SS= semanal al suelo, F= foliar, QF= quincenal foliar, y QS= quincenal al suelo. Cifras seguidas de la misma letra en la columna, son iguales (p≤0.05).

CONCLUSIONES

Con excepción del tratamiento 4 (aplicación semanal del CMB con CQ), no hubo diferencias en el rendimiento de frutos. Por lo tanto, con el uso del CMB el rendimiento fue igual al uso de CQ. El control microbiológico de enfermedades causadas por *Fusarium sp.* y *Meloidogyne sp.* en plantas de jitomate tuvo una efectividad similar a la del control químico.

BIBLIOGRAFÍA

Alfonso, E. T., Leyva, Á., & Hernández, A. (2005). Microorganismos benéficos como biofertilizantes eficientes para el cultivo del tomate (*Lycopersicon esculentum*, Mill). *Revista Colombiana de Biotecnología*, 7(2):47-54.

Cadavid, Y. H., Guzmán, A. B., & López, L. B. (2016). Aislamiento de un consorcio microbiano útil que facilite la obtención de un mejorador de suelos (*Doctoral dissertation*, *Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Tecnologías. Tecnología Química*).

González, I., Yailén, A., & Peteira, B. (2012). Aspectos generales de la interacción *Fusarium oxysporum* f. sp. *Lycopersici*-tomate. *Revista de Protección Vegetal*, 27(1): 1-7.

Hernández-Ochandía, D., Rodríguez, M. G., Peteira, B., Miranda, I., Arias, Y., & Martínez, B. (2015). Efecto de cepas de *Trichoderma asperellum* Samuels, Lieckfeldt y Nirenberg sobre el desarrollo del tomate y *Meloidogyne incognita* (Kofoid y White) Chitwood. *Revista de Protección Vegetal*, 30(2): 139-147.

Jonathan, E. I., Barker, K. R., Abdel-Alim, F. F., Vrain, T. C., & Dickson, D. W. (2000). Biological control of *Moloidogyne incognita* on tomato and banana with Rhizobacteria, Actinomycetes, and *Pasteuria penetrans*. *Nematropica* 30: 231-240.

Rivera, D., Camelo, M., Estrada, G., Obando, M., & Bonilla, R. (2010). Efecto de diferentes plaguicidas sobre el crecimiento de *Azotobacter chroococcum*. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 12(1), 94-102.

SIAP (Servicio de información agroalimentaria y pesquera). (2018). Anuario estadístico de la producción agrícola. https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/. Consultado el 5 de diciembre del 2019.

Zavaleta-Mejía, E. (1999). Alternativas de manejo de las enfermedades de las plantas. *Terra Latinoamericana*, 17(3): 201-207.

EFECTO DE PLANTINES DE ÑAK'A T'ÚLA SOBRE CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DE SUELO BAJO CONDICIONES CONTROLADAS

Víctor Siles Ramos, Isabel Morale Belpaire*

Instituto de Biología Molecular y Biotecnología, Carrera de Biología
Universidad Mayor de San Andrés

RESUMEN

Se determinó el efecto de la presencia de plantines de Baccharis tola sobre once parámetros de calidad de suelo, bajo condiciones controladas ex situ, dispuestas en macetas con suelo proveniente de Umala(La Paz, Bolivia). El estudio mostro un efecto leve pero significativo de la presencia de plantines sobre las actividades fosfatasa (muestras de abril), β-glucosidasa(abril y mayo), y fosforo de la biomasa microbiana (abril). El estudio conjunto de las diferentes variables analizadas encontró un ligero efecto de plantines de Baccharis tola, se considera que la falta de efectos constrastantes se atribuirían a la naturaleza de la especie estudiada y al estado fenológico.

PALABRAS CLAVE: *Actividad enzimática; actividad microbiana; Baccharis tola; biomasa microbiana; suelos altiplánicos.*

INTRODUCCIÓN

Existe un interés creciente por conocer el efecto de plantas nativas sobre propiedades del suelo, particularmente en lugares donde ha ocurrido remoción vegetal para ampliar la frontera agrícola o en áreas de reforestación con fines de manejo forestal (Fan *et al.* 2021; Zheng *et al.* 2015). Un cultivo que ha llevado a una fuerte ampliación de la frontera agrícola en el Altiplano Boliviano es la quinua (*Chenopodium quinoa),* cuya producción se ha incrementado en las dos últimas décadas, debido a su adaptabilidad a entornos variables y su alto valor nutricional (Bilalis *et al.* 2019, Cárdenas-Castillo *et al.* 2021).

Con el incremento de área superficial destinada al cultivo, existe actualmente una pérdida de cobertura vegetal principalmente de plantas nativas arbustales. Ante la escasa información del potencial efecto e importancia a nivel edafológico de estas plantas, no se conoce con certeza su influencia dentro de los ecosistemas presentes en la región y en qué magnitud afectan las propiedades del suelo. Es por eso que el presente trabajo de tesis tiene la finalidad de cuantificar y comparar el efecto de la ÑAK'A T'ÚLA (*Baccharis tola*) sobre propiedades microbiológicas y bioquímicas de suelo proveniente del municipio de UMALA bajo condiciones controladas *ex situ*.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio *ex situ* se realizó dentro del Jardín Botánico del Campus universitario de Cota Cota (16°32'18.99'' S, 68°4'9.56'' O), localizado en la ciudad de La Paz-Bolivia. El lugar de estudio se ubica dentro de un área pequeña rodeada por barreras de pinos, se establecieron plantines en macetas de aproximadamente 2 a 3 litros de volumen, se retiró todo el suelo presente en los plantines para dejar las raíces al descubierto y colocarlos directamente en las macetas. Esto se realizó con la finalidad de evitar efecto alguno del suelo anterior y obtener resultados que marquen el efecto de esta planta sobre el suelo nuevo. Posteriormente se cubrieron las macetas con domos de nailon para evitar la llegada de semillas dispersadas por el viento y contribuir al intercambio de gases.

El estudio se estableció en una parcela experimental de 1.5 m X 1.5m, la parcela se cubrió con agrofilm para homogeneizar las condiciones de temperatura y controlar los tiempos de riego. Se pusieron 2 kg de suelo con características arcillosas recolectado del municipio de UMALA en macetas de 13 cm de altura con plantines de *Baccharis tola* (CBt) y macetas sin la planta (SBt) como tratamiento control dentro de la parcela. Cada tratamiento tuvo en total 7 repeticiones. Se tomaron muestras desde el mes de enero hasta mayo. El intervalo de riego a cada maceta fue de dos días a la semana con 150 ml de agua destilada. Se tomaron muestras de suelo de cada maceta de forma concéntrica a una distancia de 1 cm de la planta y con una profundidad de 0 a 10 cm siguiendo el estudio de Yao *et al.,* 2019. Las muestras se recolectaron con un cilindro de 3.5 cm de diámetro y 10 cm de longitud, las muestras se colocaron en bolsas herméticas que posteriormente se almacenaron a 4°C. Se realizaron los análisis de suelos dentro de los 14 y 28 días como indican Zheng *et al.,* 2015.

Para la determinación de actividades fosfatasa y β-Glucosidasa se usaron los sustratos sintéticos p-nitrofenilfosfato (15 mM) (Tabatabai y Bremner, 1969; Zheng *et al.,* 2015) para fosfatasa y p-nitrofenil-β-D-glucopiranosido (25 mM) respecgivamente. Para el Fósforo y Carbono de la Biomasa Microbiana se pusieron a incubar muestras de suelo durante 1 semana, posteriormente se tomaron diferentes submuestras para el proceso de fumigación con cloroformo (Beck *et al.,* 1997; Sekaran *et al.,* 2018) y la extracción final con soluciones de K_2SO_4 (0.05 M) para el carbono de la biomasa microbiana con una adaptación al método Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982) y para el MBP se utilizó $NaHCO_3$ 0.5 M (Brokes *et al.,* 1982). Para Respirometria se pusieron muestras de suelo en frascos herméticos con solución de NaOH 0.05 M. Los frascos cerrados herméticamente se incubaron por 3 días a 25°C. Posteriormente la solución restante de NaOH en el frasco se tituló con HCl 0.05 M utilizando fenolftaleína como indicador. Al mismo tiempo se incubaron frascos herméticos con vasos de precipitado sin suelo como tratamiento "control" (Alef 1995).

El Carbono orgánico del suelo se midió al inicio y final del estudio. Se siguió el método de Walkley-Black. Para el fósforo disponible se utilizó el método de Olsen. Para el contenido de nitratos fue determinado mediante extracción con sulfato de cobre 0.02 N, y reacción con ácido cromotrópico (Clarke y Jennings, 1965).

Se utilizó la prueba U de Mann-Whitnney para determinar el efecto del tratamiento sobre los diferentes parámetros de suelo dentro de cada mes excepto para los valores iniciales. Se realizó MANOVA para determinar el efecto del tratamiento el conjunto de las variables de

respuesta y correlación de Spearman con la finalidad de encontrar relaciones entre los diferentes parámetros medidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para las diferentes variables de respuesta medidas de forma mensual se observó fluctuaciones en el tiempo (Figura 1). Los valores obtenidos fueron similares entre las muestras del tratamiento con plantines y las macetas control sin plantines, excepto para el mes de febrero donde se registró menor pH en las macetas con plantines y en abril donde se observó que la actividad fosfatasa fue significativamente mayor para el suelo proveniente de macetas con plantines respecto a los controles (U = 43, P = 0.021). En el caso de la actividad β-Glucosidasa, también tuvo valores significativamente mayores para las muestras de macetas con plantines respecto a los controles en abril y en mayo (U = 45, P = 0.007 para abril, U = 49, P = 0.002) para mayo.

Los valores determinados al inicio y final del trabajo están en la figura 2. Donde el suelo contenía entre 2 y 3.5 % de carbono orgánico, con niveles muy bajos de fósforo disponible (menores a 1 ppm) y nitratos (menores a 1 ppm). Sin embargo, hubo un aumento en el tratamiento con plantines, aunque no sea significativo.

Se observó una correlación positiva entre la conductividad eléctrica y contenido en nitratos (r^2_s= 0.825). Fosfatasa y β-glucosidasa se correlacionaron ligeramente de forma positiva y respirometria se correlacionó ligeramente con β-glucosidasa (r^2_s=0.504).

Se considera que los exudados de las plantas favorecen el establecimiento de comunidades microbianas que a su vez producen enzimas (Burns *et al.,* 2013), permitiendo explicar la mayor actividad fosfatasa y β-glucosidasa en las macetas con plantines respecto a las macetas control durante los meses de abril y mayo. Tomando en cuenta que los suelos utilizados muestran un déficit de fósforo disponible, un aumento de actividad fosfatasa del suelo se hace fundamental para proveer a las plantas de este nutriente, se conoce que se tiene correlación negativa entre actividad fosfatasa y fósforo disponible (Spohn y Kuzyakov, 2013; Zheng *et al.,* 2015). Las fluctuaciones observadas en el tiempo y sobre todo la disminución de actividad enzimática en mayo puede estar ocasionado por cambios en la temperatura ambiente y cambio de estacionalidad (Atkin *et al.,* 2000).

Analizando las variables de respuesta de forma conjunta, el efecto de la presencia de plantines de *Baccharis tola* fue muy leve (MANOVA, P=0.05). es posible que la naturaleza y su etapa fenológica hayan influido sobre un bajo nivel de exudados y por tanto la colonización microbiana en la rizosfera de la especie estudiada (Grayston *et al.,* 1996).

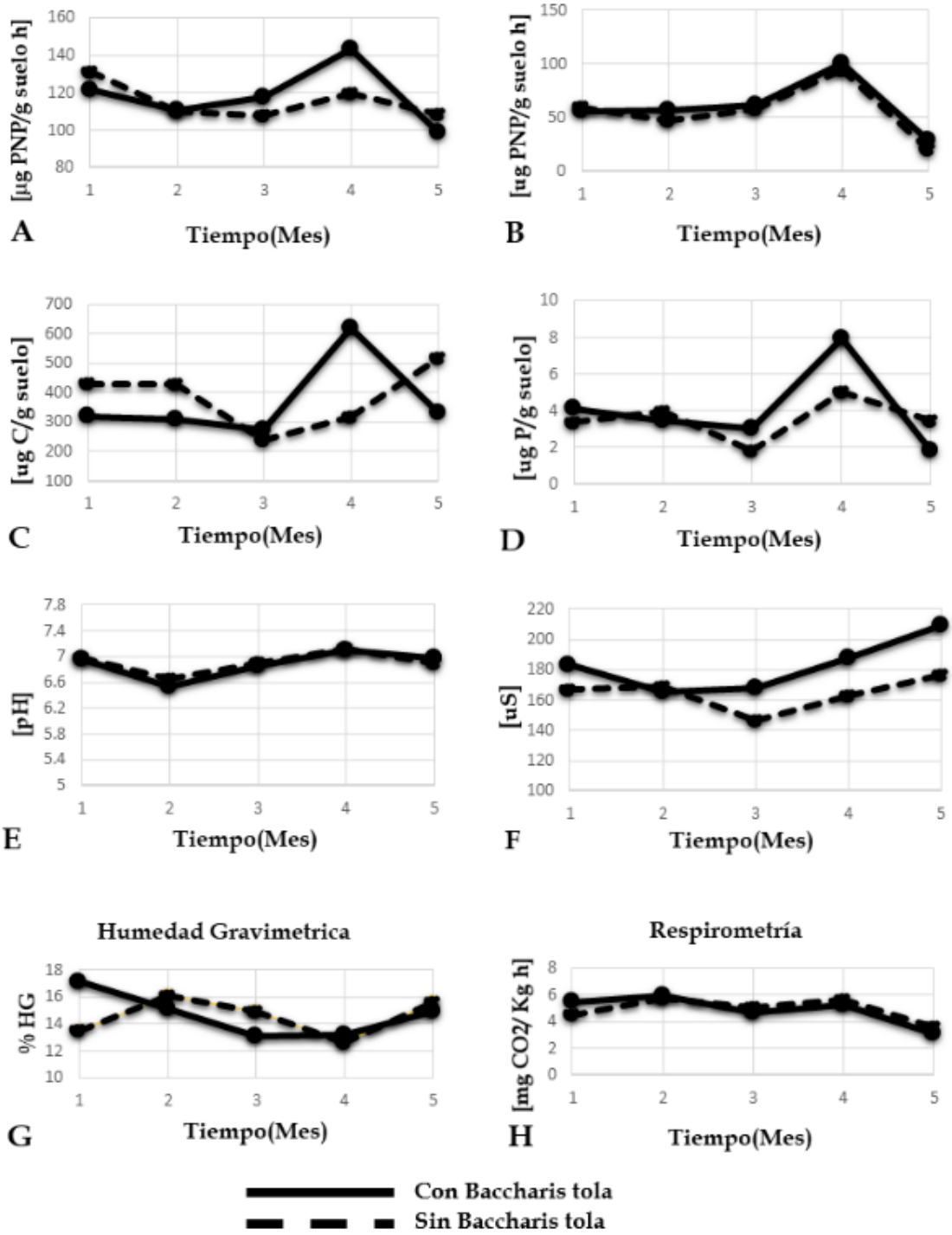


Figura 1. Evolución de actividad fosfatasa(A), actividad glucosidasa (B), carbono de la biomasa microbiana (C), fósforo de la biomasa microbiana (D), pH(E), conductividad eléctrica (F), humedad gravimétrica (G) y respirometria (H).

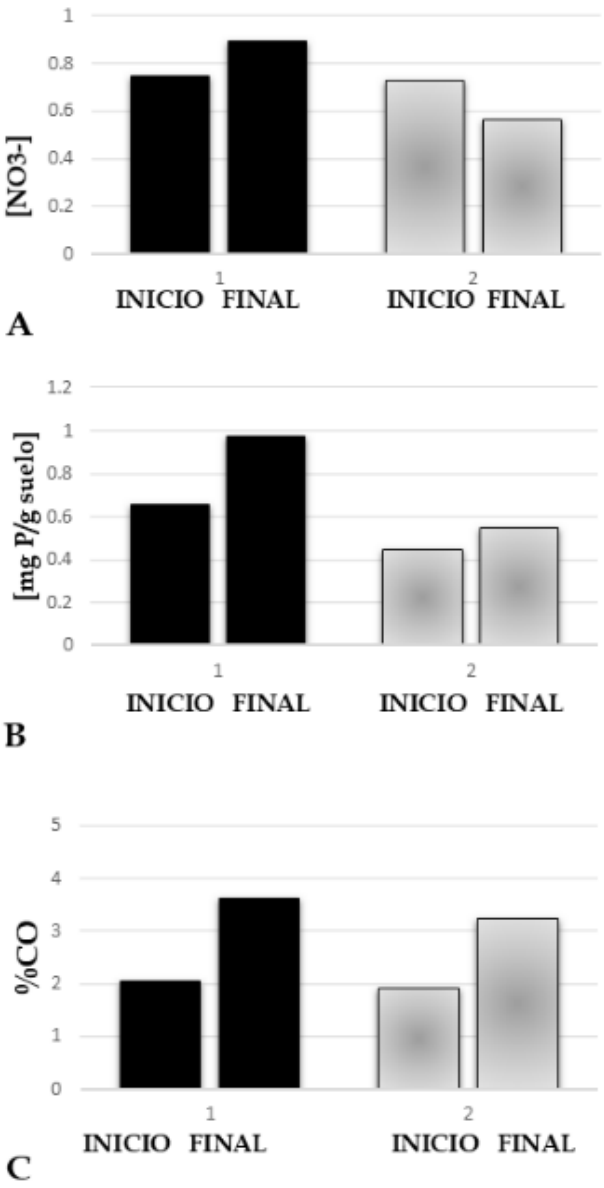


Figura 2. Valores promedio al inicio y final del estudio para carbono orgánico (C), fósforo disponible (B) y nitratos (A). Barras negras = CBt, Barras blancas = SBt.

CONCLUSIÓN

Se observó un efecto positivo muy leve de la presencia de plantines de *Baccharis tola* sobre propiedades microbiológicas y bioquímicas del suelo en condiciones controladas. El efecto fue más notorio específicamente para las actividades fosfatasa y β-glucosidasa en los meses de abril y abril-mayo respectivamente. Los parámetros estudiados mostraron variaciones en el tiempo, estos fueron más notorios para los casos de actividades enzimáticas que pueden ser más sensibles ante cambios mínimos en el entorno por humedad y temperatura del ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto COSUDE por la implementación de material y hacer posible la realización de este trabajo de investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Alef K. 1995. Soil respiration. Pp 215–219 En: Nannipieri P., K. Alef (Eds.).1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London. 576 p.

Atkin, O. K., Edwards, E. J. & Loveys, B. R. (2000). Response of root respiration to changes in temperature and its relevance to global warming. New Phytol, 147, 141-154.

Beck T. et al. (1997). An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass. Soil Biology and Biochemistry, 29(7), 1023-1032

Bilalis, D.J., Roussis, I., Kakabouki, I. & Folina, A. (2019). Quinoa (Chenopodium quinoa Willd.) crop under Mediterranean conditions: a review. Agricultural Science and Research, 46(1), 51-68.

Brookes, P.C., Powlson, D.S. & Jenkinson, D.S. (1982). Measurement of microbial Biomass phosphorus in Soil. Soil Biol Biochem. 14, 319-329.

Burns, R. G., DeForest, J. L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R. L., Stromberger, M. E., Wallenstein, M. D., Weintraub, M. N. & Zoppini, A. (2013). Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. Soil Biology & Biochemistry, 58, 216-234. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009

Cárdenas-Castillo, J.E., Delatorre-Herrera, J., Bascuñán-Godoy, L. & Rodriguez, J.P. (2021). Quinoa (Chenopodium quinoa Wild.) Seed Yield and Efficiency in Soils Deficient of Nitrogen in the Bolivian Altiplano: An Analytical Review. Plants. 10, 2479. https://doi.org/10.3390/plants10112479

Clarke, A.L. & Jennings, A.C. (1965). Spectrophotometric Estimation of nitrate in Soil Using Chromotropic Acid. Journal Agronomy Food Chemestry, 13(2), 174-176.

Fan, L., Tarin, M.W.K., Zhang, Y. Han, Y., Rong, J., Cai, L., Chen, C. & Zheng, Y. (2021). Patterns of soil microorganisms and enzymatic activities of various forest types in coastal Sandy land. Global Ecology and Conservation, 28, e01625. DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01625.

Grayston, S.J., Vaughan, D. & Jones, D. (1996). Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. Applied soil Ecology, 8, 29-56

Nelson, D. W., and Sommers, L. E, (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter, In Page, A. L, (ed). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, 2nd ed., ASA SSSA, Madison, pp. 539–579.

Sekaran, U., McCoy, C., Kumar, S. & Subramanian, S. (2018). Soil microbial community structure and enzymatic activity responses to nitrogen management and landscape positions in switchgrass (*Panicum virgatum L.*). GCB Bioenergy, 11, 836-851.

Spohn, M. & Kuzyakov, Y. (2013). Distribution of microbial-and root-derived phosphatase activities in the rhizosphere depending on P availability and C allocation- Coupling soil

zymography with 14-C imaging. Soil Biology & Biochemestry, 67, 106-113. Htpp://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.015

Tabatabai, M.A. & Bremner, J.M. (1969). Use of P-Nitrophenyl Phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biology & Biochemestry, 1, 301-307

Zheng. M., Huang, J., Chen, H., Wang, H. & Mo, J. (2015). Response of soil acid phosphatase and beta-glucosidase to nitrogen and phosphorus addition in two subtropical forests in southern China. European Journal of soil Biology, 68, 77-84.







MORPHOLOGICAL AND AGRONOMIC TRAITS OF FOUR MEXICAN SOYBEAN GENOTYPES UNDER DROUGHT STRESS

Julio César García Rodríguez[1]; Silvia Edith Valdés Rodríguez[1*]; Víctor Olalde Portugal[1]; Nicolás Maldonado Moreno[2]

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN-Unidad Irapuato, Libramiento Norte km 9.6, Carr. Irapuato-León, Irapuato, Guanajuato, C.P. 36821.
[2]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Campo Experimental Las Huastecas, Carr. Tampico-Mante km. 55, Villa Cuauhtémoc, Altamira, Tamaulipas, C.P. 56230. *Corresponding author: silvia.valdes@cinvestav.mx

ABSTRACT

Intra-summer drought limits soybean production in Mexico. This research aimed to evaluate the effect of drought stress at the reproductive stage on morphological and agronomic traits of Mexican soybean genotypes. Early (H02-2295 and H02-2309) and intermediate (H98-1240 and Huasteca 700) genotypes were evaluated in a randomized block design with five replicates. Drought stress was applied at the R2 stage, reducing irrigation gradually for 21 days. Later, recovery irrigation was applied. Well-watered treatments were maintained under normal irrigation. Morphological and agronomic traits were measured. Results indicated that drought stress did not affect morphological and agronomic traits of early genotypes. But, in intermediate genotypes, a decrease in stem diameter in Huasteca 700, root length in H98-1240, and shoot biomass in H98-1240 and Huasteca 700 was found. Under drought, Huasteca 700 recorded the highest values in length and biomass of root, and the number of branches, pods, and seeds plant^{-1}. Huasteca 700 had the same seed weight plant^{-1} as H02-2309 and both genotypes reached the highest drought tolerance index. The drought effect on both morphological and agronomic traits of Mexican soybean genotypes was variable. Early genotypes are more stable under well-watered and drought conditions. Huasteca 700 has better root characteristics than the remaining genotypes under drought. The agronomic performance of Huasteca 700 and H02-2309 requires exploring deeper characteristics of these genotypes under drought.

KEYWORDS: *Glycine max (L.) Merr.*; *water deficit tolerance*; *genetic variability*; *phenotyping*.

INTRODUCTION

Soybean [*Glycine max* (L.) Merr.] is the most traded oil-seed crop in the world. Global soybean production increased from 233 to 353 million tons in the 2008-2018 period (Voora *et al*., 2020). In Mexico, soybean production is concentrated in the Northwest, Yucatan Peninsula, Chiapas, and Las Huastecas regions. The average production reaches 300 thousand tons annually, but in 2020, soybean production decreased to 183 thousand tons (SIAP, 2021). This decrease in soybean production was due to a severe drought in the Las Huastecas region.

Drought is the main abiotic stress that limits crop production worldwide. It is a period without considerable rainfall that reduces soil water content and its availability to the

plants, causing losses in yield (Jangra *et al*., 2017). Intra-summer drought, called commonly "Canicula", is the riskiest in Mexico since it coincides with the reproductive stage of most crops. Soybean is more susceptible to drought at this stage (Xu *et al*., 2018).

Morphological changes are induced by drought in soybean once the plants sense the stress to quickly adapt (Mangena, 2018). An increase in the number of root tips, root length, and root surface area has been observed during drought stress in soybean (Zhao *et al*., 2017). On the contrary, growth and some yield components can be decreased by drought as was reported by Yan *et al*. (2020), they found that water stress at the reproductive stage decreased the plant height, stem biomass, pod biomass, and pods, seeds, and yield plant^{-1} when 20 soybean genotypes were evaluated for drought tolerance. Some characteristics that are less affected by drought in soybean include root biomass, 100-seeds weight, and number of nodes (Yan *et al*., 2020).

In Mexico, García-Rodríguez *et al*. (2017) selected different soybean drought-tolerant genotypes based on the proportion of generic and drought-specific effects. The mechanisms that contribute to drought tolerance in these genotypes are not fully understood. Therefore, this work aimed to evaluate the effect of drought stress at the reproductive stage on morphological and agronomic traits of four Mexican soybean genotypes.

MATERIALS AND METHODS

Response to drought was analyzed in four Mexican soybean genotypes: H02-2309, H02-2295, H98-1240, and Huasteca 700 under glasshouse conditions in Irapuato, Guanajuato, Mexico. Seeds were germinated in 72-holes plastic trays. Fifteen days after sowing, seedlings were transplanted to 5-L plastic pots filled with sandy-loam soil in a 2:1 proportion. The average temperature and relative humidity during the experiment were 33.3°C and 57.3%, respectively.

The experimental design was randomized block with five replicates. Eight treatments were evaluated: four genotypes under drought and well-watered conditions. Drought stress consisted of a gradual reduction of irrigation for 21 days. In the well-watered condition, plants were maintained under normal irrigation. Early genotypes H02-2309 and H02-2295 reached the R2 stage 40 days after planting. While intermedia genotypes H98-1240 and Huasteca 700 reached it at 49 days. Initial soil gravimetric humidity was 10.75 and 9.77% for early and intermediate genotypes, respectively. After the drought period, soil gravimetric humidity decreased to 3.31 and 3.62%, respectively. Stressed plants were subjected to recovery irrigation after the drought stress.

Plant height, stem diameter, root length, both root and shoot biomass, and root:shoot ratio traits were measured after the stress period. The number of nodes, branches, pods, and seeds plant^{-1}, seed weight plant^{-1}, and seed quality were measured after recovery irrigation when plants reached physiologic maturity. Variance analyses (ANOVA) for each trait were performed. The LSD test ($p \leq 0.05$) was used to compare the mean values when differences were observed. Both procedures were carried out in the R 4.1.2 software (R Core Team, 2022). Additionally, the drought tolerance index (DTI) was calculated according to the procedure described by Chen *et al*. (2020).

RESULTS AND DISCUSSION

Drought stress did not affect the morphological traits of the soybean plants of early genotypes as shown in Figure 1. In the same way, plant height, root biomass, and root:shoot ratio were not affected in intermedia genotypes (Figure 1). However, drought decreased 18.57% stem diameter of Huasteca 700 (Figure 1B), 28.21% root length in H98-1240 (Figure 1C), and 42.55 and 45.58% shoot biomass in H98-1240 and Huasteca 700, respectively (Figure 1E). Yan *et al*. (2020) also found no significant differences in root biomass in a group of soybean genotypes subjected to drought at the reproductive stage, but plant height and stem biomass were reduced by 8.49 and 26.23%, respectively. Guzzo *et al*. (2021) reported that plant height and both fresh and dry weight of plant biomass were decreased by drought in a sensitive genotype, while tolerant genotypes did not show changes. Then, in this work, maintaining unchanged morphological characteristics could be a strategy for early genotypes to cope with drought stress.

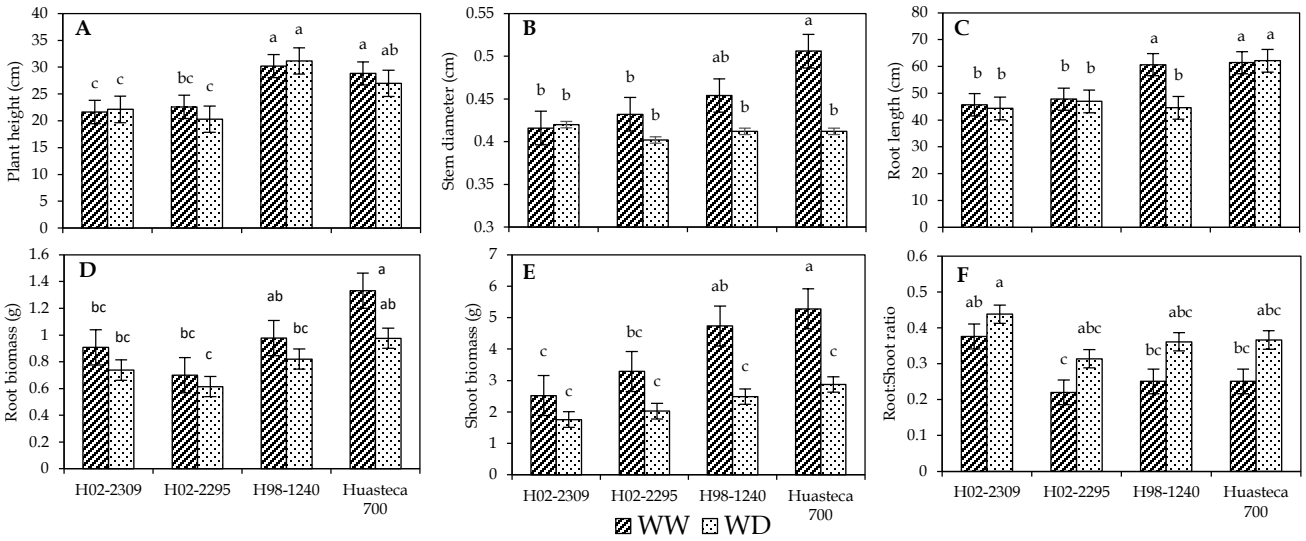


Figure 1. Morphological traits of four Mexican soybean genotypes under drought stress. WD means water deficit and WW means well-watered conditions. The same letters on the bars indicate no significant differences among all treatments (LSD test, $p \leq 0.05$).

Comparison of all genotypes under drought stress indicated that Huasteca 700 recorded the largest root length (Figure 1C), and consequently, the highest root biomass values (Figure 1D). The length of the root represents an advantage to face water stress because it facilitates moisture and nutrient extraction from the soil to maintain photosynthesis (Kunert *et al*., 2016). Jackson and Prima 2000 soybean genotypes tolerant to drought increased root length, root surface area, root volume, and the number of root tips under water stress (Fenta *et al*., 2014).

All soybean genotypes subjected to drought were recovered after irrigation. No significant differences in the agronomic traits of plants of each genotype subjected to drought and after receiving irrigation were found. They were able to produce pods and seeds (Figure 2). Huasteca 700 was the only genotype that branched under drought stress (Figure 2B) and it showed the greatest number of pods (Figure 2C) and seeds plant^{-1} (Figure 2D). Although Huasteca 700 had the same seed weight plant^{-1} as H02-2309 (Figure 2E). In concordance, Adie and Krisnawati (2019) reported that MDT15-6-11 and MDT15W-3034 soybean drought-tolerant genotypes showed a low reduction (9.56 – 10.58%) in seed yield due to stress. No changes in the number of nodes, branches, and pods plant^{-1} were found. In this work, Huasteca 700 reduced 18.61% the seed weight because of drought. Interestingly, H02-2309 increased seed weight under stress.

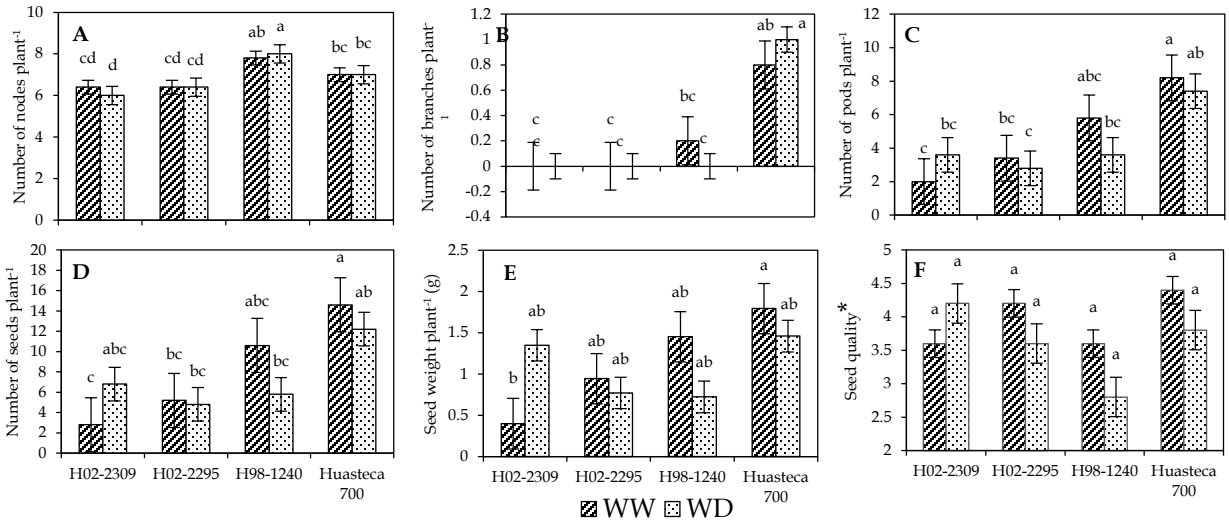


Figure 2. Agronomic traits of four Mexican soybean genotypes under drought stress. WD means water deficit and WW means well-watered conditions. The same letters on the bars indicate no significant differences among all treatments (LSD test, $p \leq 0.05$). *Arbitrary visual scale was used (1 = bad quality; 5 = good quality).

The drought tolerance index (DTI) for H02-2309 and Huasteca 700 were 6.7 and 4.8, respectively, while H02-2295 and H98-1240 showed values of 1.3 and 0.5, respectively. Soybean genotypes with a DTI above 1.3 were identified as drought-tolerant *(Chen et al.*, 2020). It is considered that the seed yield is less affected by water stress in genotypes with a high DTI (Chen *et al*. (2020).

CONCLUSIONS

Drought affected morphological and agronomic traits of Mexican soybean genotypes differently. Early genotypes were less affected by drought than intermedia genotypes.

However, the increase in root length and root biomass of Huasteca 700 could be an advantage against drought since it will be easier to uptake water from deeper areas of soil. Huasteca 700 and H02-2309 showed better agronomic performance under drought among the analyzed soybean genotypes. Understanding the molecular mechanism involved in the tolerance of these genotypes will be very useful.

BIBLIOGRAPHIES

Adie, M. M., and Krisnawati, A. (2019). Agronomic characters of drought-tolerant soybeans at the reproductive stage. Berita Biologi, 18(3): 339–349. DOI: 10.14203/beritabiologi.v18i3.3365

Chen, L., Fang, Y., Li, X., Zeng, K., Chen, H., Zhang, H., Yang, H., Cao, D., Hao, Q., Yuan, S., Zhang, C., Guo, W., Chen, S., Yang, Z., Shan, Z., Zhang, X., Qiu, D., Zhan, Y., and Zhou, X. A. (2020). Identification of soybean drought-tolerant genotypes and *loci* correlated with agronomic traits contributes new candidate genes for breeding. Plant Molecular Biology, 102(1): 109-122. DOI: 10.1007/s11103-019-00934-7

Fenta, B. A., Beebe, S. E., Kunert, K. J., Burridge, J. D., Barlow, K. M., Lynch, J. P., and Foyer, C. H. (2014). Field phenotyping of soybean roots for drought stress tolerance. Agronomy, 4(3): 418-435. DOI: 10.3390/agronomy4030418

García-Rodríguez, J. C., Muñoz-Orozco, A., Maldonado-Moreno, N., Cruz-Izquierdo, S., Ascencio-Luciano, G. (2017). Resistencia a sequía en genotipos de soya considerando caracteres morfológicos, fisiológicos y agronómicos. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 8(2): 431–437. DOI: 10.29312/remexca.v8i2.62

Guzzo, M. C., Costamagna, C., Salloum, M. S., Rotundo, J. L., Monteoliva, M. I., and Luna, C. M. (2021). Morpho-physiological traits associated with drought responses in soybean. Crop Science, 61(1): 672–688. DOI: 10.1002/csc2.20314

Jangra, S., Mishra, A., Kamboj, D., Yadav, N. R., and Yadav, R. C. (2017). Engineering abiotic stress tolerance traits for mitigating climate change. *In*: Plant biotechnology: recent advancements and developments (pp. 59–73). Springer. DOI: 10.1007/978-981-10-4732-9_3

Kunert, K. J., Vorster, B. J., Fenta, B. A., Kibido, T., Dionisio, G., and Foyer, C. H. (2016). Drought stress responses in soybean roots and nodules. Frontiers in Plant Science, 7: 1015. DOI: 10.3389/fpls.2016.01015

Mangena, P. (2018). Water stress: morphological and anatomical changes in soybean (*Glycine max* L.) plants. *In*: Plant, abiotic stress and responses to climate change. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.72899

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

SIAP. 2021. Avance de siembras y cosechas. Accessed on July 21, 2021. https://nube.siap.gob.mx/avance_agricola/

Voora, V., Larrea, C., and Bermudes S. (2020) Global Market Report: Soybeans. International Institute for Sustainable Development. Accessed on May 20, 2022. https://www.iisd.org/publications/report/global-market-report-soybeans

Xu, C., Xia, C., Xia, Z., Zhou, X., Huang, J., Huang, Z., Liu, Y., Jiang, Y., Casteel, S., and Zhang, C. (2018). Physiological and transcriptomic responses of reproductive stage soybean to drought stress. Plant Cell Reports, 37(12): 1611–1624. DOI: 10.1007/s00299-018-2332-3

Yan, C., Song, S., Wang, W., Wang, C., Li, H., Wang, F., Li, S., and Sun, X. (2020). Screening diverse soybean genotypes for drought tolerance by membership function value based on multiple traits and drought-tolerant coefficient of yield. BMC Plant Biology, 20: 1–15. DOI: 10.1186/s12870-020-02519-9

Zhao, T., Aleem, M., and Sharmin, R. A. (2017). Adaptation to water stress in soybean: morphology to genetics. *In*: Plant, abiotic stress and responses to climate change. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.72229

PARÁMETROS HÍDRICOS EN SUELOS FORESTALES INCENDIADOS EN EL MUNICIPIO DE ITURBIDE, NUEVO LEÓN

Jorge de Jesús Ramírez Luna[1]; María Inés Yáñez Díaz[1]; Israel Cantú Silva[1]; Regina Pérez Dominguez[1]; Perla Cecilia Rodríguez[2]; Dylan Garza Hernández[1]

[1]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Km 145 CP 67700, Linares, Nuevo León, México.
[2]Centro de Investigación y Producción Agropecuaria, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Km 145 CP 67700, Linares, Nuevo León, México.
Autor responsable: jorge.ramirezla@uanl.edu.mx

RESUMEN

Los incendios forestales ejercen diferentes impactos en las propiedades edáficas, donde uno de los componentes básicos del suelo es el agua. Los parámetros hídricos del suelo son de importancia para conocer la capacidad de absorber, retener y administrar agua para las plantas. El objetivo de esta investigación fue conocer la capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y estimación del agua disponible en suelos forestales incendiados. Se colectaron cuatro muestras compuestas en suelos incendiados y dos sin incendio, a dos profundidades (0-5 y 5-30 cm). Los suelos incendiados mostraron en promedio valores más elevados de CC y de PMP (45.9% y 37.44%, respectivamente) que los suelos no incendiados (19.8% y 12.44%). Los valores de AU no indicaron diferencias significativas entre los suelos incendiados (rango de 2.07% a 19.95%) y suelos no incendiados (rango de 4.44% a 10.41%) y no se encontraron diferencias entre las dos profundidades. Estos resultados nos reflejan el efecto de las altas temperaturas de un incendio sobre las propiedades edáficas como la textura, las cuales modifican la capacidad de almacenar agua en suelos efecto de las cenizas como resultado del incendio.

PALABRAS CLAVE: *Agua útil; bosques; capacidad de campo; punto de marchitez permanente.*

INTRODUCCIÓN

El ecosistema aborda la conservación del suelo y el agua de manera conjunta, a pesar de ser dos componentes abióticos diferentes sus relaciones entre si es muy importante, debido a que las diferentes propiedades de cada suelo controlan su capacidad de almacenar y transitar el agua a través del mismo (Artieda, 2008). Una de las funciones ecológicas fundamentales que cumple el suelo es la capacidad de absorber, retener y suministrar agua para las plantas (Domingo *et al*., 2006).

La capacidad de campo (CC) es la máxima capacidad de retención de agua en el suelo luego de ser saturado, mientras que el punto de marchitez permanente (PMP) por el contrario, se trata del potencial hídrico del suelo más bajo en el cual las raíces ya no pueden extraer el agua del suelo (Domingo *et al*., 2006). El agua útil (AU) o disponible, es la

diferencia entre los contenidos de agua a CC y PMP en el suelo, ésta se considera como la cantidad de agua potencialmente aprovechable por las plantas de manera radicular (Quiroga *et al*., 2018).

Los incendios forestales son disturbios que ocurren cuando el fuego se extiende de manera descontrolada y afecta los bosques (CONAFOR, 2010), según la magnitud y el tipo de incendio, pueden ocasionar una disminución en la disponibilidad de agua y un aumento en el escurrimiento. El suelo luego de un incendio es susceptible a sufrir erosión, y esto a su vez puede generar problemas con la infiltración del agua e hidrofobicidad (González, 2017). El fuego ocasiona un incremento de los procesos de erosión hídrica, esto se debe a la reducción y/o pérdida de cubierta vegetal y la hojarasca que dejan vulnerable el suelo, esto favorece la pérdida de partículas del suelo y su arrastre (CONAFOR, 2010).

El objetivo de esta investigación fue obtener la cantidad de agua disponible (AU) para las plantas en suelos incendiados a través de mediciones de CC y PMP, así como evaluar la influencia en el perfil del suelo afectado por el disturbio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio. El campus ecológico "Bosque Escuela" UANL está ubicado en las coordenadas geográficas 24º42'28" N; 99º51´43" O, en el municipio de Iturbide, a una altitud de 1600 msnm. Su temperatura media anual es de 14°C con una precipitación media anual de 635 mm; la vegetación predominante de este sitio es de bosques mixtos de pino-encino con tipos de suelo Castañozem y Leptosoles (Domínguez, 2009).

Metodología. El área de estudio fue afectada por un incendio forestal nivel 1, en abril de año 2021, que afecto 150 ha de bosque mixto de pino-encino, el muestreo se realizó a un mes de su control, donde se seleccionaron 6 sitios en el área de estudio: 4 de estos sitios se encontraban afectados por el incendio forestal y 2 sitio control sin disturbio. En cada uno de estos sitios se recolectaron muestras de suelo compuestas a dos profundidades diferentes: de 0 a 5 cm y de 5 a 15 cm, el suelo que se obtuvo fue etiquetado y separado para aplicar las pruebas de laboratorio correspondientes para obtener los valores de capacidad de campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP).

Pruebas de laboratorio. Lo primero por hacer fue extender las bolsas con suelo y se cribaron en una malla de 2 mm, una vez listas las muestras se colocaron en platos con aros, siendo 3 aros (repeticiones) por muestra, los platos se llenaron de agua destilada con el fin de saturar por completo las muestras, después se colocaron en dos ollas a presión, una con presión de 0.3 atmosferas para obtener la capacidad de campo (CC) y la otra de 15 atmosferas para el punto de marchitez permanente (PMP) hasta la obtención de un tiempo de equilibrio donde se deja de escurrir agua de ambas ollas. De las muestras obtenidas a CC y PMP se obtuvo el peso húmedo y se llevaron a la estufa de secado a una temperatura de 105°C durante 24 horas, para al final obtener el peso del suelo seco. Se obtuvo el porcentaje de humedad a través del método AS-05 de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002)

a capacidad de campo y punto de marchitez permanente. El agua disponible o útil (AU) se estima con la diferencia de CC y PMP.

Análisis estadísticos. Los valores obtenidos de capacidad de campo, punto de marchitez permanente y agua útil, no cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad por lo que se utilizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para comparar la significancia entre suelos incendiados y no incendiados para CC, PMP y AU, así como también el efecto en las dos profundidades estudiadas, para esto se utilizó el programa estadístico para las Ciencias Sociales (SPSS) versión estándar 25.0 para Windows.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de CC presentaron diferencias altamente significativas para el factor disturbios (FA) entre suelos incendiados y no incendiados, al igual que la interacción de disturbio por profundidad (FA*FB). A diferencia del factor profundidad (FB) la cual no mostraron diferencias significativas entre las profundidades 0-5 y 5-15 cm (Cuadro 1). Los suelos incendiados presentaron valores más altos (46%) que los suelos no incendiados. Los valores medios de CC para suelos incendiados correspondieron de 47.42% en 0-5 cm, y de 44.57% en 5-15 cm (Cuadro 2), mientras que para suelos no incendiados los valores fueron de 19.19% en 0-5 cm y de 20.41% en 5-15 cm (Cuadro 3).

El PMP tuvo el mismo comportamiento que la CC, donde se encontraron diferencias altamente significativas para el factor disturbio (FA) y la interacción disturbio por profundidad (FA*FB), del mismo modo que la CC, el factor profundidad (FB) no mostró diferencias significativas (Cuadro 1). Los valores de PMP en suelos incendiados fueron más altos y oscilaron en un rango de 17.85% a 52.55% en ambas profundidades (Cuadro 2) y de 10.87% a 15.10% para suelos no incendiados (Cuadro 3). Los valores de CC y PMP fueron mayores en suelos incendiados a diferencia de los no incendiados, Fernández y Vega (2011), mencionan que las altas temperaturas provocan un cambio en la composición textural, principalmente a modificaciones térmicas de las arcillas o la ceniza producto del incendio.

Por el contrario de CC y PMP, los valores de AU arrojaron que no existen diferencias significativas de la interacción disturbio por profundidad (FA*FB), así como tampoco mostró diferencias significativas para ninguno de los factores por separado (FA y FB) (Cuadro 1). Los valores mínimos, máximos y medios de AU presentaron un rango de valores menores entre ellos, con medias de 8.5% en suelos incendiados (Cuadro 2) y 7.35% en suelos no incendiados (Cuadro 3). La Manna *et al*. (2018), mencionan que suelos volcánicos tiene una gran capacidad de almacenar agua. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Yáñez (2017), quien reporta valores de 9.3% de AU en suelos del matorral en una profundidad de 0-5 cm en un suelo vertisol. Por otra parte, Luna *et al*. (2021) reportan valores de AU hasta 31% en suelos Umbrisol postincendio.

Cuadro 1. Análisis de varianza de los parámetros analizados CC, PMP y AU. Valor *H'* de Kruskall-Wallis y su significancia.

	FA	FB	FA*FB
CC	23.35**	0.100^{NS}	23.76**
PMP (%)	23.35**	0.677^{NS}	24.37**
AU	1.713^{NS}	0.361^{NS}	2.19^{NS}

FA: Factor disturbio, FB: Factor profundidad, FA*FB: Disturbio por profundidad, *: Diferencias significativas ($p \leq 0.05$), **: Diferencias altamente significativas ($p \leq 0.01$), ^{NS}: No existen diferencias ($p > 0.05$).

Cuadro 2. Caracterización estadística de suelos incendiados para capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y agua útil (AU).

PARAMETRO HIDRICO	PROFUNDIDAD (cm)	MEDIA	DESV. STD	V MIN	V MAX
CC	0-5	47.42	9.61	32.12	59.94
	5-15	44.57	10.93	27.52	59.52
PMP	0-5	39.12	12.73	22.09	52.55
	5-15	35.76	12.96	17.85	49.31
AU	0-5	8.30	3.94	2.07	14.35
	5-15	8.81	3.07	4.44	12.95

Cuadro 3. Caracterización estadística de suelos no incendiados para capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y agua útil (AU).

PARAMETRO HIDRICO	PROFUNDIDAD (cm)	MEDIA	DESV. STD	V MIN	V MAX
CC	0-5	19.19	2.67	16.43	22.73
	5-15	20.41	3.31	16.28	23.61
PMP	0-5	12.33	0.25	11.93	12.61
	5-15	12.55	1.78	10.87	15.10
AU	0-5	6.86	2.51	4.40	10.41
	5-15	7.86	1.94	5.35	9.99

CONCLUSIONES

Este trabajo consistió en determinar si la capacidad de los suelos de retener agua disponible para las plantas se ve afectadas por los incendios forestales. Los valores de CC para los suelos incendiados aumentaron alrededor del doble en porcentaje (47% a 19%) a diferencia de los suelos no encendidos para ambas profundidades. La PMP tuvo la misma tendencia aumentando el punto de marchitez en suelos incendiados (39%) a diferencia de





suelos no incendiados (12.5%), lo que nos refleja una mayor retención de agua a CC y un mayor punto de marchitez cuando el suelo contiene cenizas producto del incendio. Sin embargo, estos resultados obtenidos de aumento tanto en CC y PMP no reflejan una modificación en la cantidad de agua disponible para las plantas, debido a que los valores no mostraron diferencias significativas entre suelos incendiados y no incendiados, causas de las propiedades inherentes del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Artieda, O. (2008). Papel del suelo en el ciclo hidrológico. Forum de Sostenibilidad. (2). 19-31.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). Incendios forestales. Guía práctica **para** comunicadores. Tercera edición. Zapopán, Jalisco. 4-6.

Domingo, J., Fernández, R., Corral, E. y Arrarás, I. (2006). Estimación de la capacidad de retención de agua en el suelo: revisión del parámetro CRA. Departamento de Ciencias Agroforestales. Universidad de Huelva. España. 14-23.

Domínguez, T. G. (2009). Deposición de hojarasca y retorno potencial de nutrimentos en diferentes comunidades de vegetación. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis de maestría. 25-28.

Fernández, C. y Vega, J. (2011). Erosión después de incendios forestales. Boletín del CIDEU. 23-36.

González, P. (2017). Impacto de los incendios forestales en suelo, agua, vegetación y fauna. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. 3-8.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2001 – Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad, y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre del 2002. Segunda Sección. México, D.F.

La Manna, L., Tarabini, M., Gomez, F., Noli, P., Vogel, B. y Buduba, C. (2018). Estimación de la capacidad de retención de agua de suelos volcánicos en función de las variables de fácil determinación a campo. Revista Ciencia del suelo. Volumen 36(1). 23-26.

Quiroga, A., Fernández R. y Álvarez C. (2018). Análisis y evaluación de propiedades físico-hídricas de los suelos. Primera edición. La Pampa, Argentina. 51-54.

Yáñez Díaz, M. I. (2017). Caracterización ecopedológica en vertisoles bajo cuatro sistemas de uso de suelo. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis de doctorado. 82-87.

Luna Robles, E. O., Cantú, I., González, H., Marmolejo, J., Yáñez, M., Hernández, F. y Béjar, S. (2021). Efectos del manejo forestal en las propiedades físicas e hidrológicas de un Umbrisol en la Sierra Madre Occidental. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 27(1). 19-30.

SUPERNATANTS OF AUTOCHTHONOUS SOIL CYANOBACTERIA CULTURES STIMULATE THE GROWTH OF *Polypogon australis* BRONG. (POACEAE)

Darlyng Pontigo; Daniel Barros; Claudia Ortiz.

Faculty of Chemistry and Biology, University of Santiago of Chile, Alameda 3363, Estación Central Santiago, Chile Claudia.ortiz@usach.cl

ABSTRACT

The potential of soil cyanobacteria to influence plant development has been extensively characterized by studying specific allelopathic interactions with cyanobacterial culture supernatants. However, it is not known whether the remaining nutrients in the culture medium have a significant contribution to the effect observed in the treated plants. The present work evaluated the effect of the supernatants of 7 soil cyanobacteria isolated from Chilean drylands, on the native grass *Polypogon australis*. The results showed that the 7 supernatants promoted the shoot length growth on *P. australis* in more than 50% compared to the distilled water control. The supernatants nutrient analysis showed a dramatic decrease in P but not N during the late exponential phase. Our results show that BG-11 medium stimulates in about 30% the radicle development on *P. australis* and that this effect was highly dependent on the presence of P. We emphasize the need to consider the composition of nutrients in the culture medium, when evaluating the effects of cyanobacteria cultures on plants growth and development.

KEYWORDS: *Allelopathic interactions; biofertilizers; biostimulants; degraded soils.*

INTRODUCTION

Soil cyanobacteria have been studied as biofertilizers to enhance the growth and development of plant species (Singh *et al*., 2016). Cyanobacteria can be found in a wide variety of soils, including degraded and nutrient-poor soils (Renuka *et al*., 2016; Rossi *et al*., 2017; Ortiz *et al*, 2019). Cyanobacteria can influence the development of vascular plants through biomolecules, that is called allelopathy. The study of allelopathy of cyanobacteria on vascular plants has been commonly approached using supernatant of the culture media. In *Lupinus termis*, a filtrate of *Cyllindrospermus muscicola* improved its development and metabolic state, while a filtrate of *Anabaena oryzae* did not significantly modify the quantified parameters (Haroun y Hussein, 2003). Thus, the treatment with supernatants has been shown to be species-specific, both for the plant and the cyanobacterial culture. Supernatants from a cyanobacterial culture not only contain the compounds produced and released by the biomass but also components of the growth medium, that might influence plant development (Karthikeyan *et al*. 2009; Muñoz-Rojas *et al*., 2018).

Our research evaluated the effect of 7 supernatants from autochthonous cyanobacterial isolated from dryland, on the native grass *Polypogon australis* development.

MATERIALS AND METHODS

Cyanobacteria cultures. Cyanobacteria cultures from biological soil crusts (BSC) collected in the north of Chile (Ortiz *et al*., 2016) were isolated according to Pramanik *et al*., (2011). Stock cultures were cultivated in BG-11 at 120 rpm and 30 °C ± 1 with 16 h light (42 µmoles m^{-2} s^{-1}) and 8 h darkness. Identification of cyanobacteria was performed by sequencing the 16S-23S ribosomal RNA intergenic spacer.

Cyanobacteria cultures supernatants. Supernatants were collected from subcultures of each of the 7 stocks on day 11 by centrifuging at 1500 x *g* for 5 min. The supernatants were filtered using a 0.45 µm and a 0.22 µm pore size filter.

Cyanobacteria biomass quantification. For chlorophyll a content, 1 mL of each culture was centrifuged at 20,000 x g for 10 min and the pellet was resuspended in cold acetone. The absorbance of the samples was measured at 750, 663, 645, and 630 nm. The concentration of chlorophyll-a was obtained according to: Chlorophyll a (µg/L) = (1000 / 0.45) x (11.64 x (A663 – A750) – 2.16 x (A645 – A750) + 0.1 x (A630 – A750)). The cyanobacteria biomass was obtained from dried pellets after the centrifugation of 15 mL of culture at 1500 x g.

Supernatants chemical characterization. Total nitrates were determined measuring absorbance at 410 nm with a potassium nitrate solution as standard (Hachiya et al., 2016). Total phosphorus in the supernatants was quantified by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry ICP-MS and a calibration curve with a P standard.

Bioassays with cyanobacteria supernatants. Seeds of P. australis were sterilized (Matusova et al., 2004) and 30 seeds were germinated in Petri dishes in triplicate and were incubated at 25 °C, 13 h light/11 h darkness, 57 µmoles m^{-2} s^{-1} light, and 100% humidity. Cumulative germination was determined for 11 days (Ortiz et al., 2019). The seedlings were treated with 4mL of any of the supernatants or controls. After 12 h, seedlings were transferred to pots with sterile perlite and on day 25, plants were harvested.

Statistical analysis. The results were analyzed using GraphPad version 8.0.0 for Windows. The Shapiro-Wilk test was used to evaluate the normality of the distribution of experiments with n=3, and complemented with the Anderson-Darling, D'Agostino & Pearson, and Kolmogorov-Smirnov tests. Homogeneity of variances was assessed with the Brown-Forsythe test.

RESULTS AND DISCUSSION

Chlorophyll-*a* content and dry weight showed similar trends, with *Trichormus* sp. and *M. steenstrupii* producing the highest biomass, and *T. sociatus* the lowest (Figure 1).

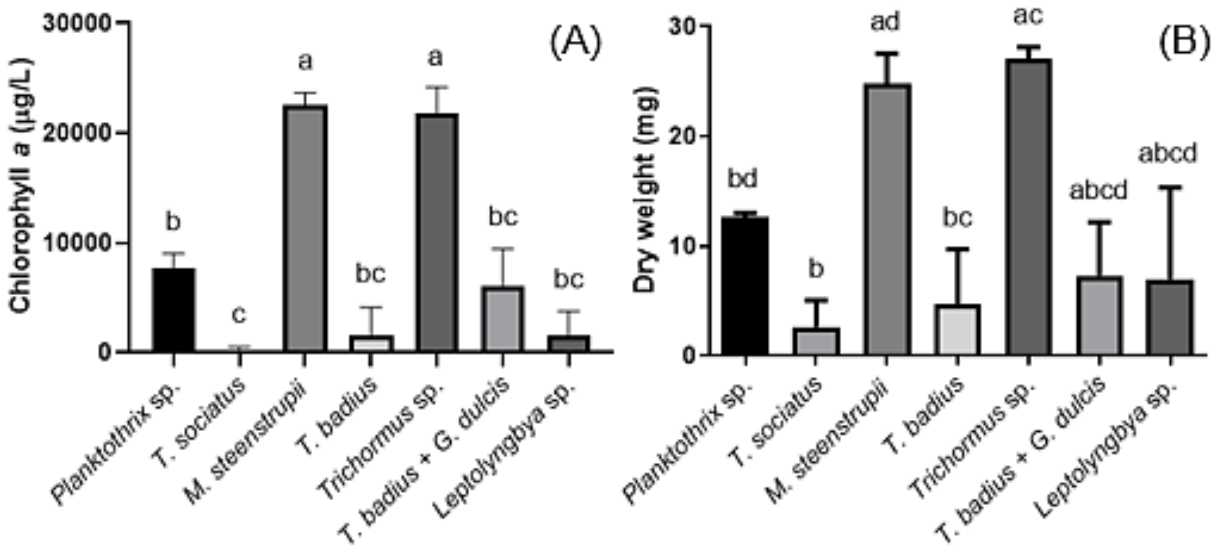


Figure 1. Biomass of cyanobacteria cultures. (A) Chlorophyll-a content. (B) Dry weight. Each column shows the average and standard deviation of 3 samples. Different letters show statistically significant differences ($p<0.05$).

Supernatants of *Trichormus* sp. and *M. steenstrupii* had a significant lower concentration of P than BG-11 culture medium and *T. sociatus* supernatant had the highest concentration of P (Figure 2).

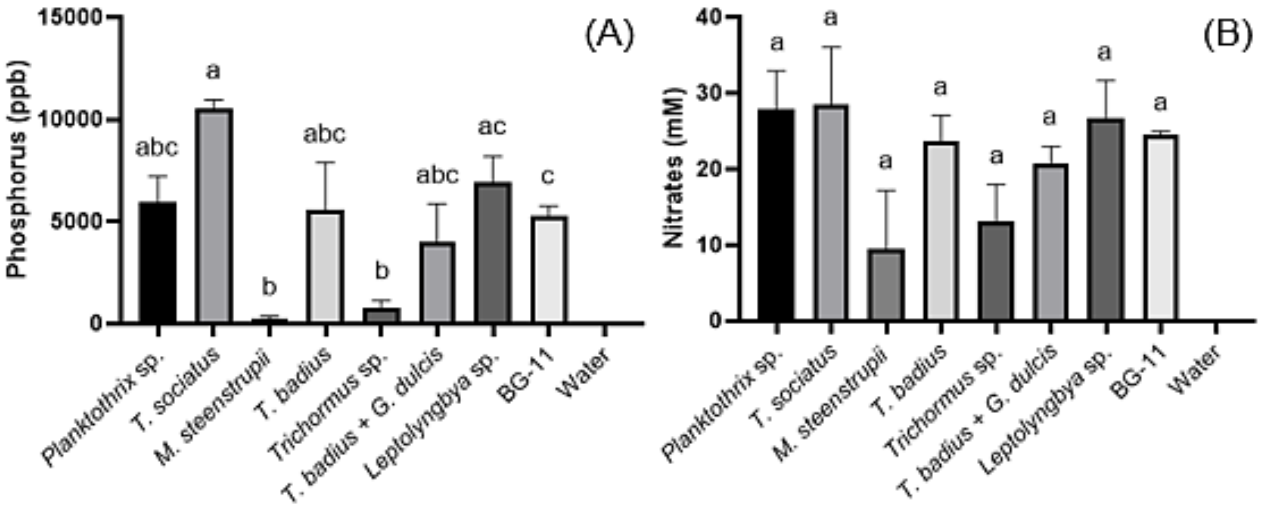


Figure 2. Phosphorus and nitrates in supernatants. (A) Total phosphorus content. (B) Total nitrates content. Each column shows the average and standard deviation of 3 samples. Different letters show statistically significant differences ($p<0.05$).

P. australis seeds treated with supernatants of *Planktothrix*, *T. badius* and *Trichormus* sp. showed a higher germination percentage compared to the controls (Figure 3). Seedlings treated with any of the 7 supernatants showed a higher length than those that were treated with water (Figure 4A). Root length was only affected by *Trichormus* sp. supernatant (Figure 4B) as was the fresh weight (Figure 4C).

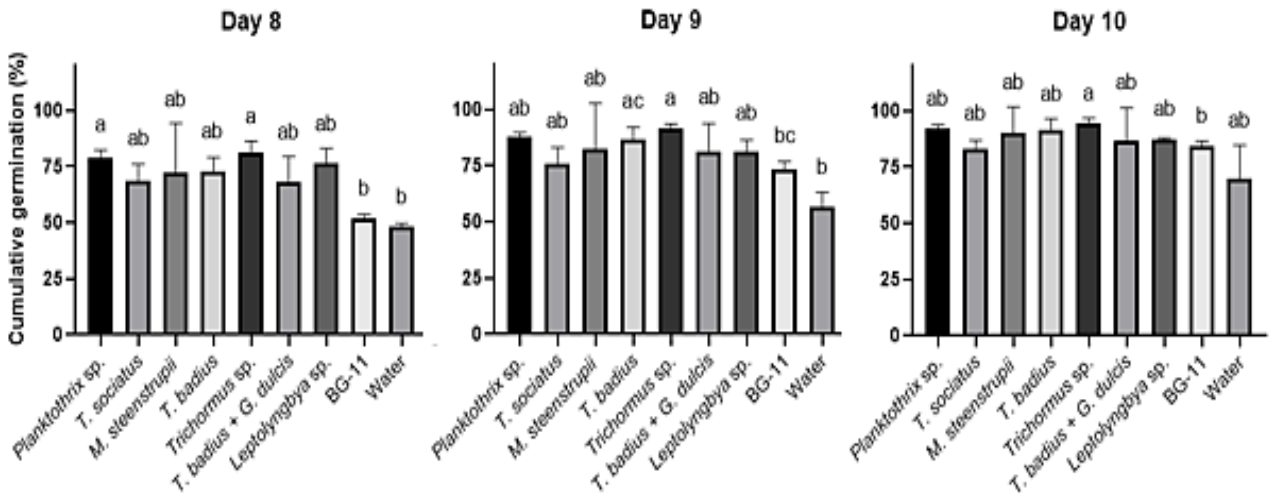


Figure 3. Cumulative germination of *P. australis* treated with cyanobacteria supernatants. The bars correspond to the standard deviation. Similar letters are not statistically different ($p>0.05$).

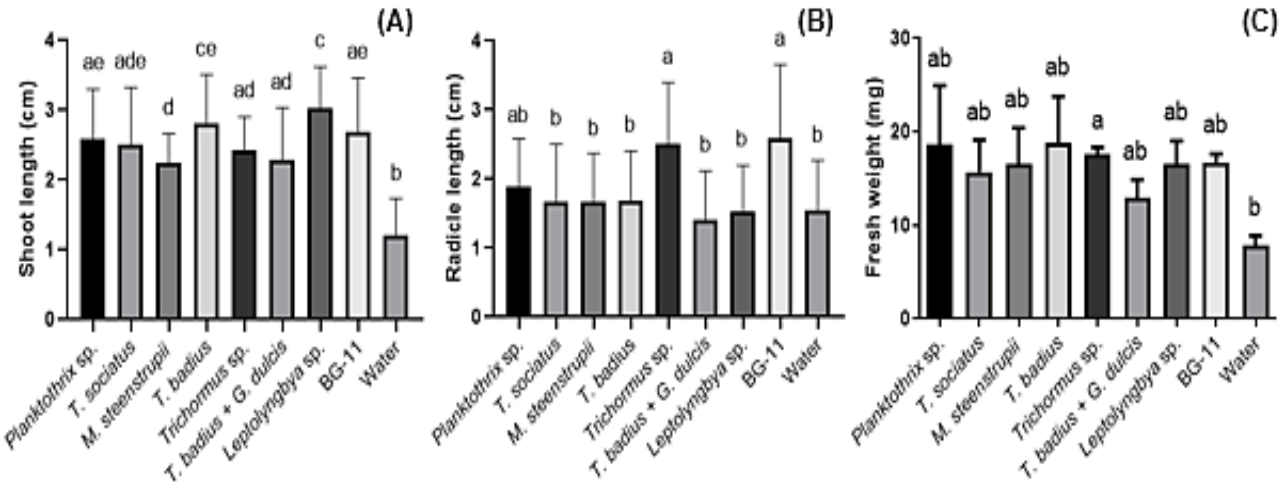


Figure 4. Effect of cyanobacterial supernatants on *P. australis* growth. (A) Shoot length ($67<N<90$). (B) Radicle length ($23<N<36$). (C) Fresh weight ($N=3$). The bars correspond to the standard deviation. Similar letters are not statistically different ($p>0.05$).

The 7 cultures in this study obtained from extreme environments such as cold desert area with very low rainfall (*Planktothrix* sp., *T. sociatus*, *M. steenstrupii*, and *T. badius*), semi-arid coastal zone (*Trichormus* sp. and *T. badius* + *G. dulcis*) and tundra (*Leptolyngbya* sp.). *Trichormus* and *T. badius* + *G. dulcis* cultures were isolated from a climatically similar location, but the development of their biomass was different. The growth of a cyanobacterial culture is determined more by intrinsic than environmental characteristics and apparently, cosmopolitan *Trichormus* sp. is better fitted (Jasser *et al*., 2022). The differential acclimation to the nutrient-rich media BG-11 plays a role in the biomass development, and cyanobacteria from poor soils can be negatively affected by rich N and P media (Ernst *et al*., 2005). The direct use of culture supernatants has shown that the nutrients from the culture medium can contribute to positive allelopathic interactions (Norena-Caro *et al*., 2021).

The effect of the supernatants used in this work was equivalent to the BG-11 medium, except those from *Trichormus* sp. and *Leptolyngbya* sp. that stimulated germination and shoot elongation, respectively. The effects on *P. australis* caused by these supernatants might be related to the production of plant growth promoter molecules (Toribio *et al*., 2020) and could be enhanced by BG-11 medium (Karthikeyan *et al*., 2009). All the supernatants of our work with a similar P content promoted shoot length, and supernatants with a limited P content did not, that is in agreement with what was reported by Christie y Moorby (1975).

CONCLUSIONS

Trichormus sp. and *Leptolyngbya* sp. cyanobacterial cultures obtained from biological crusts of drylands showed growth-promoting effects on *P. australis* plants. The supernatants positively influenced the development of *P. australis*, being P the most important element in the media. We suggest the contribution of nutrients from the nutrient media to be considered when studying allelopathic effects of cyanobacterial cultures.

ACKNOWLEDGMENTS

Project FONDEF ID20I10356

REFERENCES

Christie, E. K., & Moorby, J. (1975). Physiological responses of semiarid grasses. I. The influence of phosphorus supply on growth and phosphorus absorption. Australian Journal of Agricultural Research, 26(3), 423-436

Ernst, A., Deicher, M., Herman, P. M., & Wollenzien, U. I. (2005). Nitrate and phosphate affect cultivability of cyanobacteria from environments with low nutrient levels. Applied and environmental microbiology, 71(6), 3379-3383

Hachiya, T., Ueda, N., Kitagawa, M., Hanke, G., Suzuki, A., Hase, T., & Sakakibara, H. (2016). *Arabidopsis* root-type ferredoxin: NADP (H) oxidoreductase 2 is involved in detoxification of nitrite in roots. Plant and Cell Physiology, 57(11), 2440-2450.

Haroun, S. A., & Hussein, M. H. (2003). The promotive effect of algal biofertilizers on growth, protein pattern and some metabolic activities of *Lupinus termis* plants grown in siliceous soil. Asian journal of Plant sciences, 2, 944–951.

Jasser, I., Panou, M., Khomutovska, N., Sandzewicz, M., Panteris, E., Niyatbekov, T., Lach, L., Kwiatowski, J., Kokociński, M., & Gkelis, S. (2022). Cyanobacteria in hot pursuit: Characterization of cyanobacteria strains, including novel taxa, isolated from geothermal habitats from different ecoregions of the world. Molecular Phylogenetics and Evolution, 170, 107454.

Karthikeyan, N., Prasanna, R., Sood, A., Jaiswal, P., Nayak, S., & Kaushik, B. D. (2009). Physiological characterization and electron microscopic investigation of cyanobacteria associated with wheat rhizosphere. Folia Microbiologica, 54(1), 43-51.

Matusova, R., van Mourik, T., & Bouwmeester, H. J. (2004). Changes in the sensitivity of parasitic weed seeds to germination stimulants. Seed science research, 14(4), 335-344.

Muñoz-Rojas, M., Chilton, A., Liyanage, G. S., Erickson, T. E., Merritt, D. J., Neilan, B. A., & Ooi, M. K. J. (2018). Effects of indigenous soil cyanobacteria on seed germination and seedling growth of arid species used in restoration. Plant and Soil, 429(1), 91-100.

Norena-Caro, D. A., Malone, T. M., & Benton, M. G. (2021). Nitrogen Sources and Iron Availability Affect Pigment Biosynthesis and Nutrient Consumption in *Anabaena* sp. UTEX 2576. Microorganisms, 9(2), 431.

Ortiz, C., Ledesma, U., & Pontigo, D. (2019). Inoculation of soil cyanobacteria improves fertility of a soil mixed with copper tailing sands. In Proceedings of the 5th World Congress on New Technologies. Lisbon, Portugal–August, Paper (No. 179).

Ortiz, C. A., Wilkens, M., Muñoz, A. P., Fernández, D., & Muñoz, F. (2016). Genomic studies of biological soil crusts—successional dynamics for the rehabilitation of mine tailings facilities. In Mine Closure 2016: Proceedings of the 11th International Conference on Mine Closure. Australian Centre for Geomechanics, 151-160

Pramanik, A., Sundararaman, M., Das, S., Ghosh, U., & Mukherjee, J. (2011). Isolation and characterization of cyanobacteria possessing antimicrobial activity from the Sundarbans, the world's largest tidal mangrove forest. Journal of phycology, 47(4), 731-743.

Renuka, N., Prasanna, R., Sood, A., Ahluwalia, A. S., Bansal, R., Babu, S., Singh, R., Shivay, Y., & Nain, L. (2016). Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. Environmental Science and Pollution Research, 23(7), 6608-6620.

Rossi, F., Li, H., Liu, Y., & De Philippis, R. (2017). Cyanobacterial inoculation (cyanobacterisation): perspectives for the development of a standardized multifunctional technology for soil fertilization and desertification reversal. Earth-Science Reviews, 171, 28-43.

Singh, J. S., Kumar, A., Rai, A. N., & Singh, D. P. (2016). Cyanobacteria: a precious bio-resource in agriculture, ecosystem, and environmental sustainability. Frontiers in microbiology, 7, 529.

Toribio, A. J., Suárez-Estrella, F., Jurado, M. M., López, M. J., López-González, J. A., & Moreno, J. (2020). Prospection of cyanobacteria producing bioactive substances and their application as potential phytostimulating agents. Biotechnology Reports, 26, e00449.





MANEJO DEL SUELO E INTERACCIONES RIZOSFÉRICAS EN EL CULTIVO ORGÁNICO DE MANZANILLA (*Matricaria recutita* L.)

Silvia Margarita Carrillo-Saucedo[1]; Aurora Rivero Zizumbo[1]; Eduardo Chimal Sánchez[3]; John Larsen[2]; Yunuen Tapia Torres[1*]

[1] Laboratorio de Microbiómica, Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, UNAM. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México.
[2] Laboratorio de Agroecología, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM. Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Sin Nombre, Col. Indeco la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.
[3] Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Campus II Batalla 5 de mayo s/n esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, Iztapalapa C.P. 09230, Ciudad de México, México.
[*] ytapia@enesmorelia.unam.mx

RESUMEN

El manejo orgánico del suelo en los cultivos agrícolas favorece la incorporación de materia orgánica, la dinámica de nutrientes y la biodiversidad de los microorganismos; lo que se refleja en la salud del cultivo. En México, la manzanilla se encuentra en etapa de transición de un sistema de traspatio a un sistema semi-intensivo e intensivo. El objetivo fue caracterizar el manejo biodinámico del suelo y la biodiversidad y función de la comunidad microbiana en etapas tempranas de un cultivo de manzanilla (*Matricaria recutita* L). Se realizó una entrevista para caracterizar el manejo del suelo de un rancho y se monitoreo una parcela experimental, dónde se sembraron abonos verdes y posteriormente se cultivó manzanilla. Se midieron variables asociadas con la planta, la comunidad microbiana y el suelo. El manejo biodinámico del suelo promueve la diversidad de microorganismos en las raíces y rizósfera de la manzanilla, vista en términos de un 24% de colonización micorrízica, 31 especies de hongos micorrízicos arbusculares, 7 marcadores taxonómicos; y la dinámica de nutrientes ya que se mantienen las funciones enzimáticas. Este trabajo resalta la importancia del analizar de manera integral el continuo planta – suelo – microorganismo en los cultivos, si se busca transitar a una agricultura que favorezca las interacciones ecológicas.

PALABRAS CLAVE: *Actividad enzimática; biodinámica; micorrizas arbusculares; microorganismos.*

INTRODUCCIÓN

El manejo se define como aquellas intervenciones, transformaciones o decisiones sobre los sistemas naturales y artificiales, sus elementos y sus procesos funcionales con fines explícitos (Casas *et al*., 2015). La agricultura orgánica es una forma de manejo que promueve un sistema de producción integral que fomenta y mejora la salud de los agroecosistemas al llevar a cabo prácticas que excluyen el uso de productos de síntesis química (FAO, 2003). Dentro de estas prácticas, el uso de abonos verdes como cultivos de cobertura reducen el impacto ambiental de las prácticas agrícolas convencionales (Cherr *et al*., 2006). Esta práctica favorece a largo plazo el contenido de materia orgánica del suelo, aumenta la biomasa

microbiana, promueve la retención y el uso eficiente de los nutrientes, entre otros (Gomiero *et al*., 2011).

Diversos estudios señalan que el uso de abonos verdes es una práctica que favorece y mejora la biodiversidad del suelo (Mäder *et al*., 2002; Fuller *et al*., 2005; Gabriel *et al*., 2010) y el rendimiento de los cultivos (Pimentel *et al*., 2005). Sin embargo, hacen falta estudios que permitan integrar cómo los abonos verdes pueden tener influencia, no solo en los rendimientos de los cultivos, sino también en las interacciones que se llevan a cabo entre los microorganismos del suelo y la dinámica de nutrientes.

Un modelo de estudio ideal, que permite integrar cómo el manejo orgánico tiene influencia sobre los principales componentes de un sistema agrícola es la rizósfera, la cual, es la zona dinámica y activa de las raíces que conecta con el suelo (Nannipieri *et al*., 2007). En este lugar interaccionan las raíces de las plantas, el micelio de los hongos micorrízicos, las bacterias, así como los nutrientes del suelo (Barea *et al*., 2002). También, se llevan a cabo procesos muy importantes como el ciclaje de nutrientes, la actividad enzimática, la disponibilidad y captura de nutrientes, que se ve reflejado en el rendimiento y salud de planta, así como en la calidad del suelo (Panwar *et al*., 2008; Azcón-Aguilar y Barea, 2015).

En México, el cultivo de manzanilla está en la transición de un sistema de producción de traspatio, con bajos insumos, a sistemas semi-intensivos e intensivos, con alta entrada de insumos. Sin embargo, este cultivo, no ha recibido apoyo técnico en esta transición a pesar del aumento en su consumo y de su importancia cultural, farmacológica y etnobotánica (Milla-Escobar, 2008).

El objetivo general de este trabajo fue: caracterizar el efecto del manejo biodinámico y la biodiversidad y función de la comunidad microbiana en etapas tempranas de un cultivo de manzanilla (*Matricaria recutita* L).

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio. El estudio se realizó en Rancho la Paz, Avándaro, Estado de México. Se encuentra dentro de una matriz de bosque mixto dominada por vegetación arbórea de los géneros *Quercus* y *Pinus;* los suelos dominantes son andosoles en las laderas y acrisoles órticos, en las partes planas o valles (López-Perez *et al*., 2011).

Entrevista. El manejo se caracterizó a través de una entrevista semi-estructurada al técnico principal del manejo de los cultivos del Rancho La Paz. Para esto se desarrolló una guía de preguntas y temas abiertos (Newing *et al*., 2011). La entrevista fue grabada y transcrita para su análisis.

Toma de muestra de suelo y de planta para analizar interacciones. Se estableció una parcela experimental para su monitoreo, esta parcela fue sembrada durante 6 meses con abonos verdes (pasto, trébol y ebo). Una vez que se cosecharon los abonos verdes, se tomaron 27 muestras de suelo para evaluar actividad enzimática por colorimetría (Baldrian, 2009). Posteriormente, se trasplantaron plantas de manzanilla de 2 meses de edad. Después de 1.5 meses de la siembra, se realizaron 2 transectos de 50 m. En cada transecto se tomaron 9 plantas de manzanilla con suelo rizosférico y se transportaron en maceta hasta el laboratorio para analizar biomasa vegetal (Pérez-Harguindeguy *et al*., 2013), colonización micorrízica por tinción de raíces (Phillips y Hayman 1970; Giovannetti y Mosse, 1980),

presencia de esporas de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) por gradiente de sacarosa (Brundrett *et al*., 1996), biomasa microbiana por ácidos grasos en suelo y raíces (Sasser, 1990) y actividad enzimática (Baldrian, 2009). Los datos fueron analizados con estadística descriptiva (promedio y desviación estándar) y se realizó un análisis de redundancia para analizar las asociaciones entre variables.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Manejo de suelo. Rancho La Paz es una tierra certificada dedicada al cultivo de plantas medicinales, con las que elaboran suplementos nutricionales y tés. El manejo de la tierra es orgánico biodinámico, cuyo objetivo es lograr una fertilidad duradera de la tierra para obtener plantas medicinales de excelente calidad.

El Rancho elabora biofertilizantes y preparados orgánicos a partir de suplementos provenientes del bosque y de los residuos de los cultivos. También, experimentan con biofertilizantes e inóculos micorrízicos que cuenten con certificación orgánica internacional. Para esto, utilizan sistemas de rizotrones dónde ponen a prueba sus biofertilizantes con las plantas que quieren cultivar para probar su efectividad.

Antes de la siembra, las parcelas, son preparadas con cultivos de cobertura (abonos verdes) que incluyen una mezcla de plantas: trébol (*Trifolium sp*.), ebo (*Vicia sativa* L.) y pastos. Después de 6 meses, el cultivo es picado y se hace un acolchado hasta que se seca. La tierra se ara con yunta de animal para mezclar e integrar las raíces y se preparan los surcos.

Las primeras flores de manzanilla (*Matricaria recutita* L.) son cosechadas, secadas y guardadas para el siguiente año. Las semillas se germinan al boleo en charolas de germinación dentro de un invernadero. Una vez que sale la hoja verdadera las plántulas son trasplantadas a semilleros individuales dónde se desarrollan hasta la fase de roseta. Posteriormente, se siembran una por una en los surcos con ½ kg de composta. Se riega por goteo y se eliminan manualmente las malezas.

Al aparecer los primordios foliares se eliminan para estimular el crecimiento, el procedimiento se realiza tres veces. Después del tercer corte se deja que la planta se desarrolle completamente y se realizan tres cosechas para obtener las flores. Durante la etapa de crecimiento se adicionan los preparados orgánicos a mitad de la etapa vegetativa y antes de la floración, a través de una inyección manual planta por planta. La cosecha se lleva a cabo entre los meses de febrero y marzo. Las flores se secan y son utilizadas como materia prima para elaborar tes. Estas prácticas pueden tener un efecto positivo sobre las comunidades de microorganismos presentes en el suelo (Fuller *et al*., 2005; Gabriel *et al*., 2010; Mäder *et al*., 2002).

Interacciones microbianas del cultivo de la manzanilla. Las raíces de manzanilla mostraron una colonización micorrízica total del 24% (SD=3.2) con presencia de hifas, arbúsculos y vesículas. Las raíces también presentaron 5 marcadores de biomasa microbiana correspondiente a bacterias gram positivas (15:0i, 15:0 ai), gram negativas (19:0ci ω10c), HMA (16:1ω5c) y un marcador general (16:1ω7c).

En el suelo rizosférico, se encontraron 31 morfotipos de esporas de HMA. Se obtuvieron 7 marcadores de biomasa microbiana, correspondientes a gram negativas (10:03 OH, 19:0ci

ω10c), gram positivas (15:0i, 15:0 ai), hongos (18:2ω6,9c), HMA (16:1ω5c) y un marcador general (16:1ω7c).

En comparación la biomasa de microorganismos fue mayor en la raíz de la planta (678.57 $^{nmoles}/_{g\ raíz}$) que en la rizósfera (143.87 $^{nmoles}/_{g\ suelo}$). Lo que indica que la raíz es la zona de mayor actividad microbiana (Nannipieri *et al.*, 2007), sin embargo, también presenta una menor diversidad en cuanto a biomasa microbiana, lo que está asociado con una selección de microorganismos simbiontes por parte de la planta (Hartmann *et al.*, 2009).

La actividad enzimática presentó diferencias después del cultivo, la enzima asociada a la adquisición de nitrógeno (β-n-acetil-glucosaminidasa) aumento (0.013 vs. 0.027 μmol h^{-1} g $suelo^{-1}$) mientras que en la enzima que mineraliza el fósforo (fosfomonoesterasa) disminuyó (0.117 vs. 0.025 μmol h^{-1} g $suelo^{-1}$). Lo que se relaciona con la necesidad de la planta para incorporar nitrógeno en etapas tempranas de crecimiento y a la producción de enzimas para adquirir nutrientes (Richardson *et al.*, 2009; Kraiser *et al.*, 2011).

Las variables ambientales analizadas explican un 33%. La fosfomonoesterasa presenta un peso mayor (44%), seguido de la biomasa de hongos (37%). La biomasa de hongos está asociada con la enzima del nitrógeno, lo que concuerda con otros estudios (Piotrowska-Długosz *et al.*, 2022).

CONCLUSIONES

El manejo biodinámico de la manzanilla promueve la presencia de interacciones microbianas que favorecen la dinámica de nutrientes. Entender el manejo de un cultivo desde una perspectiva sistémica que incluya a la planta – los microorganismos y el suelo nos brinda herramientas para conservar las funciones de los suelos y transitar a una agricultura sostenible.

AGRADECIMIENTOS

Al Rancho La Paz, por permitirnos trabajar en sus parcelas y entender el manejo. Al Dr. Diéter LeNoir por la oportunidad de trabajar en su rancho y al Sr. Bernardino Sánchez por el conocimiento compartido.

BIBLIOGRAFÍA

Azcón-Aguilar, C., & Barea, J. M. (2015). Nutrient cycling in the mycorrhizosphere. Journal of soil science and plant nutrition, 15(2), 372-396.

Baldrian, P. (2009). Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis. Plant, Soil and Environment, 55(9), 370-378.

Barea, J. M., Azcón, R., & Azcón-Aguilar, C. (2002). Mycorrhizosphere interactions to improve plant fitness and soil quality. Antonie van leeuwenhoek, 81(1), 343-351.

Brundrett, M., Bougher, N., Dell, B., Grove, T., & Malajczuk, N. (1996). Working with mycorrhizas in forestry and agriculture (Vol. 32, p. 374). Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research.

Casas, A., Camou, A., Otero-Arnaiz, A., Rangel-Landa, S., Cruse-Sanders, J., Solís, L., Torres I., Delgado A., Moreno-Calles A., Vallejo M., Guillén S., Blancas J., Parra F., Farfán-

Heredia B., Aguirre-Dugua X., Arellanes Y., & Pérez-Negrón E. (2015). Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. Investigación ambiental Ciencia y política pública, 6(2).

Cherr, C. M., Scholberg, J. M. S., & McSorley, R. (2006). Green manure approaches to crop production: A synthesis. Agronomy journal, 98(2), 302-319.

FAO (2003). Agricultura orgánica, ambiente y seguridad alimentaria. Editado por Nadia El-Hage Scialabba y Caroline Hattam 280 pp Colección FAO: Ambiente y Recursos Naturales N° 4. FAO, Roma, 2003

Fuller, R. J., Norton, L. R., Feber, R. E., Johnson, P. J., Chamberlain, D. E., Joys, A. C., ... & Firbank, L. G. (2005). Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. Biology letters, 1(4), 431-434.

Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E., & Benton, T. G. (2010). Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. Ecology letters, 13(7), 858-869.

Giovannetti, M., and Mosse, B. 1980. An evaluation of techniques formeasuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. New Phytol. 84(3): 489 –500.

Gomiero, T., Pimentel, D., & Paoletti, M. G. (2011). Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. Critical reviews in plant sciences, 30(1-2), 95-124.

Hartmann, A., Schmid, M., Tuinen, D. V., & Berg, G. (2009). Plant-driven selection of microbes. Plant and Soil, 321(1), 235-257.

Kraiser, T., Gras, D. E., Gutiérrez, A. G., González, B., & Gutiérrez, R. A. (2011). A holistic view of nitrogen acquisition in plants. Journal of experimental botany, 62(4), 1455-1466.

López-Pérez, Y., Tejero-Díez, J. D., Torres-Díaz, A. N., & Luna-Vega, I. (2011). Flora del bosque mesófilo de montaña y vegetación adyacente en Avándaro, Valle de Bravo, Estado de México, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México, (88), 35-53.

Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science, 296(5573), 1694-1697.

Milla-Escobar, K. J. M. (2008). La manzanilla: una forma de consumo global. Iberoforum. Revista de Ciencias Sociales de la Universidad Iberoamericana, 3(6), 37-57.

Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M. T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G., & Valori, F. (2007). Microbial diversity and microbial activity in the rhizosphere. Ciencia del suelo, 25(1), 89-97.

Newing, H., Eagle, C., Puri, R. K., & Watson, C. W. (2011). Conducting research in conservation (Vol. 775). Oxfordshire: Routledge. Capítulo 6. Pp. 98 – 118.

Panwar, J., Yadav, R. S., Yadav, B. K., & Tarafdar, J. C. (2008). Arbuscular mycorrhizae: a dynamic microsymbiont for sustainable agriculture. In Mycorrhizae: Sustainable Agriculture and Forestry (pp. 159-176). Springer, Dordrecht.

Perez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... & Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Aust. Bot. 61, 167–234.





Phillips, J.M. and Hayman, D.S. (1970) Improved Procedures for Clearing Roots and Staining Parasitic Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi for Rapid Assessment of Infection. Transactions of the British Mycological Society, 55, 158-161.

Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Seidel, R., & Douds, D. (2005). Organic and conventional farming systems: Environmental and economic issues.

Piotrowska-Długosz, A., Długosz, J., Gryta, A., & Frąc, M. (2022). Responses of N-cycling enzyme activities and functional diversity of soil microorganisms to soil depth, pedogenic processes and cultivated plants. Agronomy, 12(2), 264.

Richardson, A. E., Barea, J. M., McNeill, A. M., & Prigent-Combaret, C. (2009). Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. Plant and soil, 321(1), 305-339.

Sasser M (1990). Identification of bacteria by gas chromatography of cellular fatty acids. Tech. Note. 101. Microbial ID, Newark, DE.

LAS LOMBRICES DE TIERRA (CLITELLATA: ACANTHODRILIDAE Y LUMBRICIDAE) DEL BOSQUE DE PINO Y AGROECOSISTEMAS DEL PARQUE NACIONAL LA MALINCHE, TLAXCALA

Karina Navarro-Bello[1]; Gabriela Cervantes[1]; Agustín Aragón-García[1]; Dionicio Juárez-Ramón[1]; Barois Isabelle[2]

[1]Centro de Agroecología, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), Val 1, km 1.7 carretera a San Baltazar Tetela, C.P. 72960, San Pedro Zacachimalpa, Puebla, México.
[2]Instituto de Ecología A.C. (INECOL). Red de Ecología Funcional. Carretera Antigua a Coatepec, 351, El Haya, CP. 91073, Xalapa, Veracruz, México.
e-mail: karina.navarrobello@viep.com.mx

RESUMEN

Como parte de un proyecto general que intenta caracterizar la diversidad de los macroinvertebrados del suelo en México con uso potencial en el manejo agroecológico se muestrearon las lombrices de tierra de un ecosistema natural de bosque de pino y un agroecosistema libre de agroquímicos en el Parque Nacional La Malinche. Los muestreos se realizaron de mayo a noviembre del 2021. El muestreo fue de tipo cuantitativo empleando el método TSBF modificado (30 x 30 cm por lado y 30 cm de profundidad). En total se realizaron 80 monolitos. Además de identificar las especies presentes se obtuvieron las variables de abundancia, densidad y biomasa. Se encontraron siete especies de lombrices de tierra, dos especies nativas y cinco exóticas. Las especies nativas pertenecen a la familia Acanthodrilidae (*Zapotecia amecamecae, Protozapotecia acaxetlensis*), mientras las exóticas a la familia Lumbricidae (*Aporrectodea trapezoides, Dendrobaena octaedra, Dendrodrilus rubidus, Lumbricus rubellus, Octalasion tyrtaeum).* Las especies nativas se hallaron exclusivamente en el bosque de pino y estuvieron ausentes en el agroecosistema. Esto indica que las nativas están amenazadas por el cambio de uso de suelo. En cuanto a la abundancia, densidad y biomasa encontrada en los agroecosistemas se obtuvieron valores bajos. Se concluye que es necesario realizar acciones basadas en el manejo agroecológico mediante la colocación de cercas y corredores de pinos y otras especies locales para garantizar la presencia de hojarasca, aumentar la humedad del suelo y mantener las propiedades químicas óptimas del suelo para que las lombrices nativas puedan habitar los agroecosistemas asociados al bosque.

PALABRAS CLAVE: *Fauna del suelo; manejo agroecológico; Zapotecia; Protozapotecia.*

INTRODUCCIÓN

La organización de las Naciones Unidad para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2020) ha considerado a los suelos como uno de los principales reservorios de la biodiversidad; se estima que alberga el 25% de la biodiversidad del planeta.

Dentro de la gran cantidad de organismos edáficos se encuentran las lombrices de tierra quienes destacan por realizar funciones importantes en los ecosistemas como son la descomposición de la materia orgánica, el ciclado de nutrientes (Phillips *et al.*, 2021), modifican la estructura del suelo creando galerías por las que se infiltran el agua y aire. Además, estos organismos han sido utilizados como indicadores de la calidad ambiental y del suelo, pues están relacionados con condiciones como la fertilidad y son susceptibles a las perturbaciones y contaminación ambiental (Brown y Domínguez, 2010), por lo que las lombrices de tierra son organismos importantes en ecosistemas naturales como en los agroecosistemas.

El Parque Nacional La Malinche es un área con una gran biodiversidad, pero son escasas las investigaciones realizadas sobre la oligoquetofauna por lo que el objetivo del presente proyecto fue identificar las lombrices de tierra (*Clitellata: Acanthodrilidae* y *Lumbricidae*) presentes en bosque de pino y agroecosistemas, así como determinar la abundancia, densidad y su aporte de biomasa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestro de campo. se realizaron muestreos de mayo a noviembre del 2021 dentro del municipio San Francisco Tetlanohcan. Se ubicaron dos sitios, un ecosistema de bosque de pino (*Pinus montezumae*) y un agroecosistema de cultivo de haba (*Vicia faba*), trigo (*Triticum aestivum*) y avena (*Avena sp.*) libre de agroquímicos y con arado de tractor. Se efectuaron 40 monolitos en cada sitio siguiendo la metodología propuesta por el TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) (Anderson e Ingram, 1993) modificado con 8 monolitos de 30 x 30 cm de lado y 30 cm de profundidad dispuestos en un transecto de origen aleatorio con una separación de 5 m entre sí. Cada monolito fue revisado de forma estratificada en cuatro capas (I: hojarasca, II: 0-10 cm, III: 10-20 cm, IV: 20-30 cm). Los organismos fueron extraídos manualmente y conservados en frascos con alcohol al 70% para su posterior identificación taxonómica.

Procesamiento de las muestras en laboratorio. una vez trasladadas las muestras al laboratorio se utilizó una balanza analítica (marca OHAUS) para la toma de la biomasa y posteriormente se realizó la identificación taxonómica.

Identificación taxonómica. esta fue basada en las diagnosis de las especies *Zapotecia amecamecae* (Eisen, 1900), *Protozapotecia acaxetlensis* (Cervantes y Fragoso, 2018) y usando las claves de Reynolds (1977) para los organismos pertenecientes a la familia Lumbricidae. Todos los ejemplares fueron depositados en la colección de lombrices de tierra en el Centro de Agroecología (CenAgro) de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Análisis de datos. se obtuvo un listado de las especies presentes en cada uno de los sitios con su respectiva categoría ecológica y origen. También se determinó la abundancia (número de individuos), densidad promedio (número de individuos m^{-2}) y biomasa promedio (g m^{-2}) así como también la aportada por cada especie para cada uno de los sitios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Registro de las especies. se obtuvo un total de siete especies, dos de ellas especies nativas pertenecientes a la familia Acanthodrilidae y las cinco restantes ubicadas dentro de la familia Lumbricidae (Cuadro 1). Se registra para el estado de Tlaxcala y el Parque Nacional La Malinche la presencia de cinco especies *Dendrobaena octaedra, Dendrodrilus rubidus, Lumbricus rubellus, Octalasion tyrtaeum* y la especie nativa *Protozapotecia acaxetlensis*, anteriormente Fragoso (2001) reportó la distribución de dos especies *Aporrectodea trapezoides* y *Eisenia fetida* para el estado y el trabajo de Cervantes (2012) reporta a *Zapotecia amecamecae* (Fig. 1) para el Parque Nacional La Malinche, finalmente para la especie *Protozapotecia acaxetlensis* (Fig. 2) se cuenta con el registro de Cervantes y Fragoso (2018) en la montaña el Pinal ubicada en el estado de Puebla cercano al Área Natural Protegida La Malinche. En cuanto a la distribución de las especies en los sitios de estudio se observó un patrón ecológico derivado del registro las especies nativas se encontraron exclusivamente en el bosque de pino y estuvieron ausentes en el agroecosistema, dicho patrón también fue encontrado por Fragoso y Rojas (2014) donde mencionan que en México en los ambientes estudiados, generalmente las especies nativas predominan en ambientes naturales y las especies exóticas se distribuyen con más frecuencia en ambientes perturbados y en bosques templados relativamente bien conservados.

Abundancia. se colectaron en total 704 individuos (696 en el sitio bosque de pino y 8 en el agroecosistema). La especie más abundante fue *Dendrobaena octaedra* (431 individuos) y la menos abundante *Dendrodrilus rubidus* y *Octalasion tyrtaeum* (3 individuos). La abundancia de las lombrices nativas en el sitio bosque fue de 48 y 4 individuos para las especies *Zapotecia amecamecae* y *Protozapotecia acaxetlensis* respectivamente, mientras que ningún individuo fue registrado en el agroecosistema, esto podría indicar que las especies nativas están siendo amenazadas por el cambio de uso de suelo y las prácticas agrícolas, aunado a esto estas dos especies son endógeas (habitan en el estrato de profundidad de 20-30 cm) con dificultad podrían distribuirse en cultivos debido a la perdida de la calidad del suelo. Las siete especies fueron colectadas en el bosque de pino y tres en el agroecosistema, Fragoso (2001) menciona que el patrón ecológico respecto a la abundancia de las lombrices de tierra en los bosques templados muestreados del país, predominan las especies exóticas y epigeas que representan el 35-58% de la abundancia total y los cultivos son los más escasos en cuanto especies y abundancias, lo cual concuerda con la presente investigación.

Se obtuvo una abundancia promedio en el sitio bosque de pino de 17.4 ± 3.4 individuos, en el agroecosistema fue de 0.2 ± 0.1.

Densidad. para el bosque de pino se obtuvo una densidad promedio de 193.3 individuos m^{-2}, para el sitio agroecosistema la densidad fue de 2.2 individuos m^{-2}. Juárez y Fragoso (2014) reportaron la densidad de las lombrices encontradas en un sitio en bosque de encino y oyamel en San Jerónimo Tecoatl, Oaxaca, donde se observa una densidad de 66.7 individuos m^{-2}, menor a la estimada en el Parque Nacional La Malinche.

Biomasa. en el bosque de pino se reportó una biomasa promedio de 28.9 g m^{-2}, mientras que el sitio agroecosistema reportó 1.6 g m^{-2}. La especie con el mayor aporte de biomasa fue *Zapotecia amecamecae* con un 43% del total, seguida de *Lumbricus rubellus* con el 29%; *Dendrobaena octaedra* con un 28% y las especies restantes aportaron en conjunto solo el 1%.





Cuadro 1. Listado de especies encontradas durante el proyecto, su abundancia por sitio de estudio, categoría ecológica a la que pertenecen y origen.

FAMILIA	ESPECIE	ABUNDANCIA POR SITIO		CATEGORÍA ECOLÓGICA	ORIGEN
		BP	A		
Lumbricidae	*Aporrectodea trapezoides*	2	6	Anécica	Exótica
	Dendrobaena octaedra	431	0	Epigea Fragoso (2005)	Exótica
	Dendrodrilus rubidus	3	0	Epigea Fragoso (2005)	Exótica
	Lumbricus rubellus	206	1	Epigea Fragoso (2001)	Exótica
	Octalasion tyrtaeum	2	1	Endógea mesohúmica Fragoso (2005)	Exótica
Acanthodrilidae	*Zapotecia amecamecae*	48	0	Endógea	Nativa
	Protozapotecia acaxetlensis	4	0	Endógea Cervantes y Fragoso (2018)	Nativa

BP: bosque de pino; A: agroecosistema.

Considerando que *Zapotecia amecamecae* es una especie endógea y posee el mayor tamaño en comparación con todas las especies en estudio, se asume que esta especie es ingeniera del ecosistema y tiene un papel clave en el funcionamiento del suelo.

En general, el sitio agroecosistema obtuvo valores bajos de abundancia, densidad y biomasa y se registraron tres especies de las siete encontradas en todo el estudio. Según Reynolds (2004) existen requerimientos generales del hábitat de las lombrices de tierra que condicionan su sobrevivencia como son la fuente de suministro del recurso alimenticio (materia orgánica), humedad y temperaturas adecuadas, oxigeno, protección a la radiación solar, pH y ausencia de sustancias toxicas, además de considerar barreras físicas en su distribución y competencia interespecífica, con base en lo anterior, se observó que el sitio agroecosistema carece de algunos de estos requerimientos, aunque no se realiza el suministro de agroquímicos si retiran los restos de los cultivos y se hace uso de tractor, dejando descubierto el suelo e impactando de forma negativa el hábitat de las lombrices de tierra.

CONCLUSIONES

Las lombrices nativas se distribuyeron únicamente en los ecosistemas naturales debido a las prácticas agrícolas que impactan en su hábitat. Las especies exóticas pueden encontrarse en bosque de pino y agroecosistemas, sin embargo, en este último con bajos valores de abundancia, densidad y biomasa. Es necesario implementar un manejo agroecológico en los agroecosistemas e incorporar elementos de la vegetación nativa, establecer cobertura en los suelos (acolchados), evitar el retiro de los restos de la materia orgánica para incorporarse al suelo debido a que regulan la humedad y temperatura y ayuda a mantener las propiedades fisicoquímicas para que las especies nativas puedan habitar en agroecosistemas asociados al bosque.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, J.M. e Ingram, J.S.I. (1993). *Tropical Soil Biology and Fertility, a Handbook of Methods.* CAB International.

Brown, G. y Domínguez, J. (2010). Uso de las lombrices de tierra como bioindicadores ambientales: principios y prácticas. *Acta Zoológica Mexicana*.

Cervantes, G. (2012). Filogenia y Biogeografía del Género Zapotecia (Oligochaeta: Acanthodrillidae). INECOL A.C.

Cervantes, G. y Fragoso, C. (2018). *Protozapotecia acaxetlensis* and *Protozapotecia oyametlensis*, two new earthworm species (*Crassiclitellata: Acanthodrilidae*) from Mexican central mountains. Zootaxa. pp. 431-439.

Eisen, G. (1900). Researches in American Oligochaeta with especial reference to those of the Pacific Coast and adjacent islands. *Proceedings of the Californian Academy of Sciences.*

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2020). State of knowledge of soil biodiversity, status, challenges, and potentialities. Roma: FAO.

Fragoso, C.E. (2001). Las lombrices de tierra en México (*Annelida, Oligochaeta*). *Acta Zoológica Mexicana.*

Fragoso, C.E. (2005). Las lombrices de tierra. En: Sánchez-Ramos, G., Reyes-Castillo, P. & Dirzo, R (Eds.), *Historia Natural de la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México.* Universidad Autónoma de Tamaulipas, pp. 345–353.

Fragoso, C. y Rojas, P. (2014). Biodiversidad de lombrices de tierra (*Annelida:Oligochaeta: Crassiclitellata*) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.*

Juárez, D. y Fragoso, C. (2014). Comunidades de lombrices de tierra en sistemas agroforestales intercalados, en dos regiones del Centro de México. *Acta Zoológica Mexicana.*

Phillips, H., Guerra, C. y Bartz (2019). Global distribution of earthworm diversity. *Science.*

Reynolds, J.W. (1977). The earthworms (Lumbricidae and Sparganophilidae) of Ontario. Life Sciences Miscellaneous Publications. Royal Ontario Museum. pp. 158.

Reynolds, J.W. (2004). Terrestrial oligochaeta (Annelida:Clitellata) in North America North of Mexico. *Megadrilogica.*

BIOENSAYO DE *Bouteloua eriopoda* CON HONGOS ENDOFÍTICOS OBLIGADOS CONTENIDOS EN CALLOS DE *Atriplex canescens* A DIFERENTES CONDICIONES DE SALINIDAD

Osuna-Ávila Pedro[1*]; Juan Pedro Flores-Marges[1]; Baltazar Corral Díaz[1]

[1] Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua, México. Anillo Envolvente del PRONAF y Estocolmo s/n, Ciudad Juárez, Chihuahua. C.P. 32310, México; Tel: +52(656)-265 9497.
[*]Autor para correspondencia: posuna@uacj.mx

RESUMEN

El pasto, *Bouteloua eriopoda* y el arbusto de *Atriplex canescens* son especies importantes del Desierto Chihuahuense, por lo cual estas dos especies se desarrollan de forma natural y son colonizados por los hongos endófitos. Estudios preliminares demostraron el raquítico desarrollo de plantas *in vitro* de *B. eriopoda,* así que se compararon la tasa de crecimiento de plántulas del pasto en dos medios de cultivo y co-cultivo de callos de *A. canescences* con plántulas de *B. eriopoda* a diferentes concentraciones de salinidad. El medio de cultivo MS (70%) y el CCM (25%) y las concentraciones de salinidad de 0, 35 y 70% no afectaron el crecimiento de las plántulas de *B. eriopoda*, como fuente de materia vegetal para la realización del co-cultivo con los callos de *A. canescens*. Se observó que el 35 % de salinidad en ambos medios de cultivo fue superior en el número de hojas, numero de raíces y altura de las plántulas. Al realizar el co-cultivo del pasto con los callos de *A. canescens* colonizados con los hongos endófitos obligados, se demostró que tuvieron un desarrollo favorable al compararlas con las plántulas no inoculadas.

PALABRAS CLAVE: *Desierto chihuahuense; hongo endófito obligado*; *pastos*; *simbiosis*; *sistema in vitro.*

INTRODUCCIÓN

Las plantas en ambientes áridos han desarrollado asociaciones simbióticas con hongos que les permiten sobrevivir en condiciones ambientales adversas (Osuna-Avila *et al*., 2021). Dos grupos de hongos que hacen simbiosis en gramíneas se han clasificado como aquellos que proporcionan protección contra los herbívoros dentro del hospedero (Belesky y Milinowki, 2000), y los organismos que transfieren minerales en los arbustos como *Atriplex spp*. y ciertos pastos (Osuna-Avila y Barrow 2009). En estos estudios de *A. canescens* y *B. eriopoda* fueron más colonizados por hongos septados de color obscuros (HSO) que por los hongos micorrícicos tradicionales (Barrow *et al*., 1997). Los HSO podrían ser las asociaciones mejor adaptadas y ser el método alternativo de intercambio de nutrientes con el huésped. Ellos pueden estar sustituyendo a los hongos micorrícicos bajo condiciones de sequía (Williams *et al*., 1974).

B. eriopoda es una especie con un gran potencial forrajero en las zonas áridas y semiáridas de México y es considerada como la primera especie en importancia forrajera (Morales *et al*., 2009) pero desgraciadamente se está extinguiendo en el desierto chihuahuense por los





cambios en el calentamiento global. *A. canescens*, es otra especie nativa halófila (resistente a la salinidad) (Raven, 1992) y es una fuente primaria en la cadena trófica de la fauna silvestre y domestica del Desierto Chihuahuense. Según, Barrow *et al*., (2004), Lucero *et al*., (2008) esta especie esta extensivamente colonizada por HSO tanto en raíces de campo como en callos cultivados *in vitro* que participan en la transferencia de fosforo (Osuna y Barrow, 2009). También se ha encontrado que tanto *A. canescens*, como *B. gracilis*, *B. eriopoda*, *S. cryptandrus* contienen HSO obligados y no pueden ser cultivados *in vitro* (Lucero, et al., 2006). Estudios han demostrado que co-cultivando callos bajo condiciones *in vitro* de arbustos y pastos nativos del Desierto Chihuahuense han tenido una fuerte influencia positiva y negativa en la producción de biomasa tanto de raíz como de la parte aérea (Lucero, et al., 2006). La inoculación de HSO de pastos y arbustos, podrían resultar en ventajas agronómicas muy significativas incluyendo la tolerancia a la sequía, salinidad y como efecto el aumento de la absorción de agua y nutrientes. Al usar una técnica biotecnológica de transferir HSO obligados a partir de *A. canescens* a pastos como *B. eriopoda* podría tener un efecto positivo en tolerar las condiciones de salinidad en los suelos del Desierto Chihuahuense y de esta manera enfrentar de mejor manera los retos constantes del cambio climático global. Este estudio pretende establecer un bioensayo, para determinar la influencia de los HOS obligados contenidos en callos de *Atriplex canescens* en el crecimiento de plántulas de *Bouteloua eriopoda* a diferentes condiciones de salinidad.

MATERIALES Y METODOS

Las semillas de *A. canescens* fueron colectadas en El Paso, TX y *B. eriopoda* fueron donadas por la dependencia gubernamental USDA-ARS, localizado en las Cruces, Nuevo México, USA como parte del Desierto Chihuahuense. Una vez determinado en trabajos preliminares (datos no mostrados) que el MS al 70% y CMM al 25% fueron los mejores tratamientos de la germinación y crecimiento de las plántulas, se procedió a evaluar estos medios de cultivo en la tasa de crecimiento de *B. eriopoda* bajo condiciones de salinidad de 0%,35% y 70% de NaCl. Tallos disectados de plantas asépticas de *A. canescens* de 11 meses de edad fueron cultivados en un medio de cultivo de Murashige y Skoog (MS, 1962) suplementado con el regulador de crecimiento 2,4- diclorofenoxiacético para la inducción de la fase de callo. Nueve porciones de callo de *A canescens* de un peso de 1 g/callo fueron colocados en un arreglo de tres líneas sobre los medios gelificados de MS al 70% y CCM al 25% suplementado con diferentes porcentajes de NaCl a 0%,35% y 70%. En cada callo, fue colocada una plántula de *B. eriopoda* con una altura de 0.5 cm. Los co-cultivos en los magentas fueron colocados en la cámara de crecimiento a 18 horas luz, a una temperatura de 25ºC. Las variables para medir fueron la altura, número de raíces y el total de hojas a los 30 días de cultivo. Se realizó una ANOVA para detectar diferencias entre los tratamientos y la comparación de medias de Tukey al p≥ 0.05%, para determinar el mejor tratamiento, en los estudios de *B. eriopoda* y *A. canescens*. Los datos fueron analizados con el software SPSS 15.0

RESULTADOS Y DISCUSIONES

La prueba de ANOVA no demostró diferencias significativas en la tasa de crecimiento de plántulas del pasto en los tratamientos de salinidad y los medios de cultivo al compararse con el control (sales no adicionadas al medio de cultivo) (Cuadro 1 y 2).

Cuadro 1. Tasa de crecimiento de *B. eriopoda* en el medio CCM al 25% a diferentes porcentajes de salinidad durante 30 días de cultivo.

Salinidad	observaciones	Altura (cm)†	Núm. Raíces†	Núm. Hojas†
35%	27	1.50 a	8.5 a	9.83 a
0%	27	1.36 a	8.96 a	9.00 a
70%	27	0.99 a	7.56 a	6.93 a

†Medias con la misma letra fueron no diferentes ensayados por la comparación de medias de Tukey al valor de P=0.05%

Cuadro 2. Tasa de crecimiento de *B. eriopoda* en el medio MS al 70% a diferentes porcentajes de salinidad durante 30 días de cultivo.

Salinidad	observaciones	Altura (cm)†	Núm. Raíces†	Núm. Hojas†
35%	27	2.17 a	11.86 a	17.16 a
0%	27	1.71 a	07.76 a	12.23 a
70%	27	1.56 a	10.83 a	11.70 a

†Medias con la misma letra fueron no diferentes ensayados por la comparación de medias de Tukey al valor de P=0.05%

En forma general se puede inferir que las plántulas pueden crecer en ambos medios de cultivo en estas condiciones de salinidad ya que visualmente fueron similares en apariencia a las plántulas del control sin presencia de daños de la parte aérea. La comparación de media por Tukey (0.05%) revelo diferencias entre las medias de la tasa de crecimiento de las plantas inoculadas con hongos endófitos (co-cultivos de callos de *A. canescens*) y las plántulas control sin co-cultivo. Cuando las plantas de *B. eriopoda* en la presencia de callos fueron cultivados en medio de cultivo de MS al 70% con una dosis de 0 y 35%, el número de hojas fue similar estadísticamente con 19.20 y 16.16 respectivamente. Es decir, el número de hojas y el de raíces no fue afectada, pero si la altura de planta (Cuadro 3). Las plantas control de *B. eriopoda* tuvieron una coloración verde opaco con poco vigor comparadas con las co-cultivas con callos de *A. canescens*. Los mejores resultados se observaron con la solución salina al 35% en ambos medios de cultivo del MS y el CCM donde las plantas co-cultivadas o inoculadas con los hongos endófitos obligados sobrevivieron más tiempo que las plantas control. Aunque no fueron estudios con salinidad, Lucero et al., (2006) observaron que los

co-cultivos de *B. eriopoda* en presencia de callos de *A. canescens*, el 90% de las plántulas inoculadas presentaron el mayor porcentaje de biomasa total comparadas con las plantas control no inoculadas.

Cuadro 3. Co-cultivo de *B. eriopoda* y *A. canescens* en los medios MS (70%) y CCM (25%) a diferentes porcentajes de salinidad (0%, 35% y 70%).

Medio	Observaciones	Salinidad	Altura (cm)†	Núm. Raíces†	Núm. Hojas†
MS	54	0%	3.66 a	5.58 a	19.20 a
MS	54	35%	2.12 b	4.29 a	16.16 ab
MS	54	70%	1.99 b	2.72 a	13.14 b
CCM	54	35%	2.85 a	8.33 a	15.08 a
CCM	54	0%	2.13 ab	5.22 ab	13.02 a
CCM	54	70%	1.56 b	2.20 b	12.04 a

†Medias con la misma letra fueron no diferentes ensayados por la comparación de medias de Tukey al valor de P=0.05%

Lo sobresaliente de estos resultados es que se detectó diferencias en altura y número de raíces cuando fueron co-cultivados en el medio de cultivo de CCM. Esto indica que las plantas de *B. eriopoda* toleran dosis altas de salinidad con la mínima reducción de altura y numero de hojas, sin afectar el número de raíces que es el eje principal de absorción de agua y minerales. Los síntomas de estrés a la salinidad son bien documentados al reducir su estructura, tamaño, numero de hojas y altura de las plantas (Sun *et al*., 2022). Aunque no se hizo un análisis mineral del contenido del ion cloro o el ion de sodio del tejido de *B. eriopoda*, se puede especular que las concentraciones del agua salina fueron muy altas y las plantas mostraron leves danos de necrosis como síntoma de la toxicidad de las sales, especialmente al 70% del tratamiento salino. La especie *B. eriopoda* no tolera sustratos con altas cantidades de salinidad de forma natural, entonces, estos resultados estarían mostrando que el co-cultivo podría auxiliar en su tolerancia a la salinidad. Los análisis de tejido o células de plantas y/o callos de *A. canescnes* o *B. eriopoda* ya sea observados por tinciones, microscopia o por la vía molecular, han demostrado la presencia de un gran número de hongos endófitos obligados (Barrow et al., 2007; Lucero *et al*., 2011). A los 30 días de observación quizás fue poco tiempo para detectar efectos fisiológicos remarcables de estas poblaciones de endófitos contenidos en los callos de *A. canescenses* en las variables estudiadas en el medio de cultivo de MS. En contraste se observó una positiva respuesta en las variables de altura y numero de raíces cuando se cultivaron en el medio CCM. Por lo tanto, se acepta la hipótesis planteada originalmente que consistía en que las plantas co-cultivadas *in-vitro* de *B. eriopoda* con los callos de *A. canescens*, colonizados por hongos endófitos obligados, tendrían un desarrollo favorable a comparación con las plantas no inoculadas.

CONCLUSIONES

No se detectó diferencias significativas en la tasa de crecimiento de plántulas del pasto en los tratamientos de salinidad y los medios de cultivo al compararse con el control. Esto

indica que las plántulas pueden crecer en ambos medios de cultivo y concentraciones de salinidad ya que no mostraron daños de la parte aérea. las plantas co-cultivadas *in-vitro* de *B. eriopoda* con los callos de *A. canescens*, colonizados por hongos endófitos obligados, tuvieron un desarrollo favorable a compararlas con las plantas no inoculadas.

BIBLIOGRAFÍA

Barrow, J, R., Aaltonen, R. 2004. A staining method for systemic endophytic fungi in plants. R.T. Lartey, A.J. Caesar (Eds.), Emerging Concepts in Plant Health Management, Research Signpost, Kerala, India. Pp. 61–67.

Barrow, J. R., Havstad, K. M., McCaslin, B. D. 1997. Fungal root endophytes in fourwing saltbush, *Atriplex canescens*, on arid rangelands of southwestern USA. Arid Soil Res Rehabil Pp. 177–185.

Barrow, J. R., Lucero, M., Reyes-Vera, I., Havstad, K. 2007. Endo-symbiotic fungi structurally integrated with leaves reveals a lichenous condition of C4 grasses. In Vitro Cell. Dev. Biol.Plant 43: 65–70.

Belesky, D. P., Malinoski, D. P. 2000. Abiotic stresses and morphological plasticity and chemical adaptations of *Neotyphodium*-infected tall fescue plants.

Gasoni, L., Stegman. B. 1997. The endophite *Cladorrhinum foecundissimum* in cotton roots. Mycol. Pp. 867-870.

Lucero, M., Barrow, J., Osuna-Avila, P., Reyes-Vera, I., Duke, S. 2008. Enhancing native grass productivity by co-cultivating with endophyte-laden calli. Rangeland Ecol. Manage. 61: 124–130.

Lucero, M., Barrow, R., Osuna, P., Reyes, I. 2006. Plant–fungal interactions in arid and semiarid ecosystems: large scale impacts from microscale processes. J. Arid Environ. 65: 276–284.

Lucero, M.E., Unc, A., Cooke, P., Dowd, S. y Sun, S. 2011. Endophyte microbiome diversity in micropropagated *Atriplex canescens* and *Atriplex torreyi* var. *griffithsii*. PLoS ONE 6(3): e 17693. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017693

Morales, C., Madrid, L., Melgoza, A., Martínez, M., Arévalo, S., Rascón, Q., Jurado, P. 2009. Análisis morfológico de la diversidad del pasto navajita en Chihuahua Mexico. Técnica Pecuaria en México. 47(3):245-256

Osuna-Avila, P. Flores, J.P., Corral, B. 2021. Dinámica estacional de micorrizas arbusculares y hongos septados endofíticos oscuros en asociación con raíces de *Solanum elaeagnifolium* Cav. Botanical Sciences 90 (2): 291-304

Osuna-Avila, P., Barrow, J. R. 2009. *In vitro* system to determine the role of *Aspergillus ustus* on *Daucus carota* roots. Terra Latinoamericana. 27: 363-372.

Raven, H., Evert, F., Eichhorn, E. 1992. Biology of Plants, fifth ed. Worth Publishers, New York.

Sun, Y., Niu, G. Dou, H., Perez, C., Alexander, L. 2022. Growth, gas exhange, and mineral nutrients *Hydrangea hybrids* irrigated with saline water. HortScience. 57 (2): 319-325

Williams, S., Wolum, A., Aldon, E. 1974. Growth of *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. Improved by formation of vesicular-arbuscular mycorrhizae. Soil Society of America Proceedings.

BIOCOSTRAS: UN ELEMENTO CLAVE ENTRE LA RELACIÓN SUELO-VEGETACIÓN EN UN GRADIENTE ALTITUDINAL EN ZAPOTITLÁN SALINAS, PUEBLA

Wendy Daniela Saldaña Sánchez; César Toimil Cervantes; Lorena Giselle Gómez Rodríguez; Natalia Rebeca Burgos Lluck; Valeria Ostos Gutiérrez; Gilberto Vela Correa; Angélica Jiménez Aguilar.

[1]Laboratorio de Edafología y Absorción Atómicas del Departamento El Hombre y su Ambiente, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, Coapa, Villa Quietud, Coyoacán, Ciudad de México, México. C.P. 04960.
ajimeneza@correo.xoc.uam.mx

RESUMEN

Las biocostras (BC), también conocidas como costras biológicas del suelo, son asociaciones que cubren los suelos áridos y semiáridos del mundo. Estas BC están formadas por cianobacterias, líquenes y musgos principalmente, debido a que son la interface entre el suelo y la atmósfera, juegan un papel clave en la estabilidad del suelo, la infiltración de agua, los ciclos biogeoquímicos y en la relación suelo-BC-vegetación, por mencionar algunos de los procesos que ocurren en los ecosistemas áridos y semiáridos. Por lo antes mencionado, el objetivo de este trabajo fue resaltar la importancia de la relación suelo-BC-planta en distintas altitudes (1448, 1500 y 1709 msnm) en el cerro Cuthá, en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla. Se registró un total de 26 especies de plantas en el área de estudio, de las cuales se encontraron 17 especies en el sitio 1 (1448 msnm), 12 especies en el sitio 2 (1500 msnm) y 14 especies en el sitio 3 (1709 msnm). En el suelo, la materia orgánica (MO), el nitrógeno total (Nt) y la cobertura de BC presentaron diferencias significativas con relación al gradiente altitudinal. Se observó un aumento de la MO y el Nt con relación a la altitud, mientras que la cobertura de BC presentó un patrón inverso. Por lo antes mencionado la relación suelo-BC-vegetación en un gradiente altitudinal puede ser un modelo de estudio que permita en el mediano y largo plazo conservar, manejar y recuperar el recurso suelo en ecosistemas semiáridos.

PALABRAS CLAVE: *Altitud; jardín botánico Helia Bravo Hollis; semiárido; suelo-biocostras-vegetación.*

INTRODUCCIÓN

La manera en cómo los organismos del suelo dirigen los procesos, que subyacen al funcionamiento de regiones áridas y semiáridas *i.e.* las biocostras (BC), han fascinado y desafiado a los ecólogos en los últimos dos siglos (Evans y Johansen, 1999; Belnap y Lange, 2001; Belnap *et al*., 2016). Las BC constituyen interesantes asociaciones fototróficas (líquenes, musgos, hongos, cianolíquenes, cianobacterias, bacterias de vida libre entre otros organismos) que nos recuerdan las rutas metabólicas de los organismos más antiguos en la

corteza terrestre (Falkowski *et al*., 2008). Estas asociaciones se establecen en los primeros centímetros del suelo, también conocidos como *zona crítica*, donde ocurre la regulación de la entrada y la salida de gases, nutrientes y agua entre el suelo y la atmósfera (Belnap *et al*., 2016). Las BC pueden cubrir más del 50% del suelo en los distintos ecosistemas áridos y semiáridos y por tal motivo son clave en la estabilidad del suelo, la infiltración, los ciclos biogeoquímicos y en la relación suelo-BC-planta (Belnap *et al*., 2001; Jiménez-Aguilar *et al*., 2009; Sancho *et al*., 2016; Barrera-Zubiaga y Godínez-Álvarez, 2018). Esta última relación se ha estudiado desde distintos enfoques por ejemplo el efecto en la germinación de semillas tanto en laboratorio como en campo, la disponibilidad de nutrientes para plantas superiores, el efecto de la especificidad de especies y más recientemente la relación entre las BC y la vegetación mediada por la altitud (Rivera-Aguilar *et al*., 2005; Belnap *et al*., 2016; Condon *et al*., 2020). Nyenda *et al*. (2019) observaron que la cobertura de BC disminuyó con la altitud. Debido a que las BC del suelo tienen un efecto multifuncional en los ecosistemas semiáridos (Garibotti *et al*., 2018), se espera una relación inversa entre las BC, las propiedades de suelo y la vegetación con relación a la altitud. Por tal razón, el objetivo fue identificar la relación suelo-BC-planta en función de la altitud en el cerro Cuthá en la Reserva de Tehuacán-Cuicatlan.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en febrero 2020 en el "Jardín Botánico Dra. Helia Bravo Hollis" que forma parte de la Reserva de Tehuacán-Cuicatlán, considerada centro de diversidad mundial resultado de una particular geología, compleja orografía y elevación. El clima es semiárido, con temperatura media anual de 21 °C y precipitación entre 400 y 600 mm al año (García, 2004). Los suelos dominantes son Calcisoles, derivados de rocas sedimentarias y metamórficas, que favorecen la presencia de un matorral tropical espinoso dominado por cactus como *Neobuxbaumia tetetzo* (F.A.C. Weber) Backeb., *Agave* spp., así como especies representativas de las familias Asteraceae y Leguminosae (Rzedowski, 2006).

Se establecieron tres sitios de muestreo de plantas, suelo y biocostra en un gradiente altitudinal (1448, 1500 y 1709 msnm) en el Cerro Cuthá, ubicado dentro del "Jardín Botánico Dra Helia Bravo Hollis", en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla. Las especies de plantas fueron registradas en cada sitio en tres cuadrantes de 10 x 10 m, en el caso del muestreo de suelo, se tomaron tres muestras compuestas a 10 cm de profundidad por sitio. La cobertura de BC se evaluó asociada a plantas en 10 cuadrantes de 25 x 25 cm en cada sitio de muestreo. El trabajo de gabinete y determinaciones de los parámetros fisicoquímicos del suelo se realizaron en el Laboratorio de Edafología y Absoción Atómica de la Univerisdad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimico. En el caso de las especies de plantas solo se registró el número de especies en cada sitio. Para la cobertura de BC y las propiedades del suelo se utilizó un análisis de varianza de dos vías, teniendo como factores la altitud (1448, 1500 y 1709 msnm) y la unidad de vegetación (tetechera, matorral y selva mediana). Las diferencias significativas fueron determinadas con un análisis de diferencia de medias (Tukey). Los análisis estadísticos fueron realizados en el programa R (versión 3.6.3.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registró un total de 26 especies de plantas en el área de estudio, de las cuales se encontraron 17 especies en el sitio 1 (1448 msnm), 12 especies en el sitio 2 (1500msnm) y 14 especies en el sitio 3 (1709 msnm) (Cuadro 1). Si bien la frecuencia, la riqueza y la diversidad de especies de plantas a lo largo de gradientes de altitud muestran en general un patrón gradual y continuo de disminución de especies desde las regiones bajas a las de mayor altitud, existen otros factores que afectan la composición de la vegetación, tales como las características del suelo (textura, contenido de carbono, pH, profundidad, drenaje y nutrientes) y el clima (Slik *et al*., 2009).

Cuadro 1. Especies de plantas registradas por sitio de muestreo en el cerro Cuthá.

Sitio 1 Altitud: 1448 msnm Pendiente: 17º	**Sitio 2** Altitud: 1500 msnm Pendiente: 62º	**Sitio 3** Altitud: 1709 msnm Pendiente: 17º
Acassia constricta, Agave kerchovei, A. marmora, Castela tortuosa, Celtis pallida, Cephalocereus columna-trajani, Echinocactus grusonii, Ferocactus latispinus, Mammilaria haageana, M. carnea M. fasciculata, Mimosa Luisana, Neobuxbaumia tetetzo, Opuntia pilífera, Parkinsonia praecox, Tillandsia circinnatioides, T. circinnatioides	*Acassia constricta, Agave lechuguilla, A. marmora, Castela tortuosa, Cephalocereus columna-trajani, Euphorbia antisyphilitica, Lippia graveolens, Neobuxbaumia tetetzo, Selaguinella phorphyrospora, Tillandsia circinnatioides, T. Circinnatioides, Yuca periculosa*	*Agave lechuguilla, Agave kerchovei, Bursera áptera, Castela tortuosa, Echinocactus grusonii, Euphorbia antisyphilitica, Fouquiera formosa, Hechtia podante, Lippia graveolens, Mammilaria haageana, Mimosa Luisana, Plumeria rubra, Tillandsia circinnatioides, T. Circinnatioides*

Las propiedades del suelo que mostraron diferencias significativas con la altitud fueron la MO (p<0.1) y el Nt (p<0.01), al igual que la cobertura de BC (p<0.01) (Cuadro 2). El factor unidad de vegetación no presentó efecto en las propiedades del suelo ni tampoco en la cobertura de BC. En el caso de la cobertura BC la reducción de esta con relación a la altitud coincide con lo reportado por Nyenda *et al*. (2019), pero no fue así con las características del suelo MO y Nt las cuales se incrementaron con la altitud, posiblemente porque la calidad de la MO de las especies de plantas de la altitud media y mayor, están determinando tasas de descomposición y actividad microbiana mediadas por las condiciones microambientales que generan las plantas durante la temporada de sequía. La composición de plantas también podría estar límitando a nivel de microambiente la disponibilidad de luz en el suelo y por lo tanto la disminución de la cobertura de BC (Gutierrez *et al*., 2018) a mayor altitud. Como ya fue reportado el escaso mantillo depositado en el suelo del matorral espinoso del Valle de Zapotitlán Salinas es retenido por las BC, favoreciendo la descomposición, incremento de la MO y la disponibilidad de diferentes formas de C y N en el suelo cuando las

condiciones de humedad mejoran (Sandoval-Pérez *et al*., 2016). Sin embargo, como este trabajo se realizó durante la temporada de secas no se pudo observar este patrón y posiblemente prevaleció la inmovilización de nutrientes por la microbiota del suelo incluida la de las BC a mayor altitud, lo cual es común en este tipo de sistemas bajo condiciones de estrés hídrico (Belnap *et al*., 2016).

Cuadro 2. Propiedades del suelo (densidad aparente, Da; densidad real, Dr; materia orgánica, MO; nitrógeno total, Nt; carbono total, Ct) y cobertura de BC a distintas altitudes del cerro Cuthá. Los datos representan la media ± error estándar. Nivel de significancia: **p < 0.01. Las letras representan las diferencias entre las distintas altitudes.

Propiedades del suelo	Sitio 1 1448 msnm	Sitio 2 1500 msnm	Sitio 3 1709 msnm
pH	7.30 ± 0.06	7.30 ± 0.02	7.17 ± 0.05
CE (mS/m)	1.17 ± 0.50	0.12 ± 0.01	0.12 ± 0.01
Da (g/cm3)	1.06 ± 0.01	1.10 ± 0.04	1.10 ± 0.01
Dr (g/cm3)	2.64 ± 0.12	2.81 ± 0.06	2.76 ± 0.01
Porosidad (%)	40.33 ± 2.11	39.32 ± 2.01	40.01 ± 0.64
MO (%) **	0.69 ± 0.33 **a**	1.51 ± 0.46 **a**	4.36 ± 0.45 **b**
Nt (%) **	0.40 ± 0.19 **a**	0.87 ± 0.27 **a**	2.53 ± 0.26 **b**
Ct (%)	7.30 ± 0.06	7.30 ± 0.04	7.17 ± 0.05
Cobertura BC (%) **	20.30 ± 1.74 **a**	15.46 ± 2.29 **a**	12.99 ± 1.49 **b**

CONCLUSIONES

Durante la temporada de secas la cobertura de BC, la MO y el Nt están influenciadas por la altitud, sin embargo, la relación de la altitud es inversamente proporcional con la cobertura BC, mientras que la MO y el Nt se incrementan. En este estudio no se observó una relación directa con las unidades de vegetación, sin embargo, para futuros estudios será relevante considerar la temporada de lluvia, así como la relación entre los morfotipos de BC con especies específicas de plantas a lo largo del gradiente altitudinal.

AGRADECIMIENTOS

Al Jardín Botánico Dra. Helia Bravo Hollis, al guía Pedro Guadalupe Miranda Pacheco y a la Bióloga Berenice Barrientos Ojeda, por su apoyo en campo y laboratorio respectivamente.

BIBLIOGRAFÍA

Barrera Zubiaga, E., y Godínez Álvarez, H. (2018). Infiltración en biocostras en una región semiárida del centro de México. *Terra Latinoamericana*, *36*(4), 337-343.

Belnap, J. (2001). Biological soil crusts: structure, function, and management (Vol. 150, pp. 241-261). O. L. Lange (Ed.). Berlin: Springer.

Belnap, J., Weber, B., y Büdel, B. (2016). Biological soil crusts as an organizing principle in drylands. In Biological soil crusts: an organizing principle in drylands (pp. 3-13). Springer, Cham.

Condon, L. A., y Pyke, D. A. (2020). Components and predictors of biological soil crusts vary at the regional vs. plant community scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *7*, 449.

Evans, R. D., y Johansen, J. R. (1999). Microbiotic crusts and ecosystem processes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 18(2), 183-225.

Falkowski, P. G., Fenchel, T., y Delong, E. F. (2008). The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles. *Science*, *320*(5879), 1034-1039.

García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). México: Ed Universidad Nacional Autónoma de México, 5ª ed corregida y aumentada.

Garibotti, I. A., Gonzalez Polo, M., y Tabeni, S. (2018). Linking biological soil crust attributes to the multifunctionality of vegetated patches and interspaces in a semiarid shrubland. *Functional Ecology*, 32(4), 1065-1078.

Gutiérrez, M., Pando Moreno, M., Jurado, E., González Rodríguez, H., Marmolejo, J. G., y Mendoza, D. (2018). Non-random distribution of biocrust in a natural arid environment in the northern mexican plateau. *Applied Ecology and Environmental Research*, *16*(3), 2441-2451.

Jiménez-Aguilar, A., Huber-Sannwald, E., Belnap, J., Smart, D.R., y Arredondo, T. (2009). Biological soil crusts exhibit a dynamic response to seasonal rain and release from grazing with implications for soil stability. *Journal of Arid Environments*, 73: 1158-1169.

Nyenda, T., Gwenzi, W., Piyo, T. T., y Jacobs, S. M. (2019). Occurrence of biological crusts and their relationship with vegetation on a chronosequence of abandoned gold mine tailings. *Ecological Engineering*, 139, 105559.

Sandoval-Pérez, A. L., Camargo-Ricalde, S. L., Montaño, N. M., García-Oliva, F., Alarcón, A., Montaño-Arias, S. A., y Esperón-Rodríguez, M. (2016). Biocrusts, inside and outside resource islands of Mimosa luisana (Leguminosae), improve soil carbon and nitrogen dynamics in a tropical semiarid ecosystem. *European Journal of Soil Biology*, 74, 93-103.

Rahbek, C. (1995). The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? Ecography, 200-205.

Rivera-Aguilar, V., Godinez-Alvarez, H., Manuell-Cacheux, I., y Rodríguez-Zaragoza, S. (2005). Physical effects of biological soil crusts on seed germination of two desert plants under laboratory conditions. *Journal of Arid Environments*, 63(1), 344-352.

Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.

Sancho, L. G., Belnap, J., Colesie, C., Raggio, J., & Weber, B. (2016). Carbon budgets of biological soil crusts at micro-, meso-, and global scales. In *Biological soil crusts: an organizing principle in drylands* (pp. 287-304). Springer, Cham.

APLICACIONES FOLIARES DE NÍQUEL Y SU RESPUESTA EN CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES Y ACTIVIDAD DE UREASA EN NOGAL PECANERO

Angélica A. Acevedo-Barrera[1]; O. Cruz-Alvarez[1]; Ofelia A. Hernández-Rodríguez[1]; Adalberto Benavides-Mendoza[2]; Laura R. Orozco-Meléndez[1]; Mayra C. Soto-Caballero[1], Rafael Ángel Parra Quezada[1]; Damaris Leopoldina Ojeda-Barrios[1*]

[1]Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, México
[2]Departamento de Horticultura, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, México
*Autor de correspondencia: dojeda@uach.mx

RESUMEN

La deficiencia de níquel (Ni^{2+}) limita la producción de nuez. Se evaluó la concentración de nutrientes minerales y actividad de ureasa en folíolos de árboles jóvenes de nogal cv. Pawnee en respuesta a aplicaciones foliares de Ni^{2+} como sulfato y citrato, además de los quelatos: EDDHA, EDTA y DTPA, encontrando variaciones significativas en la concentración de N-total con Ni-EDDHA (27,17 ± 0,98 g/kg) y sulfato de Ni^{2+} (28 ± 0,89 g/kg), donde este último junto con el citrato de Ni^{2+} tenían concentraciones altas de fósforo. Los niveles de Ni^{2+} (3,70 mg kg^{-1}), Mn^{2+} (222,73 mg/kg) y Zn^{2+} (38,69 mg kg^{-1}) aumentaron en los foliolos rociados con Ni-EDDHA, pero las concentraciones de Mn^{2+} fueron similares para los foliolos rociados con Ni-sulfato. La aplicación de Ni-DTPA redujo significativamente la concentración foliar de Fe^{2+} (73,66 ± 3,44 mg kg^{-1}). La ureasa mostró actividad máxima en foliolos asperjados con Ni-EDDHA, Ni-citrato y Ni-sulfato. Este estudio sugiere que, por ser el Ni^{2+} un factor limitante del crecimiento, los productores de nuez deberían considerar las aplicaciones foliares de Ni-EDDHA o Ni-sulfato para incrementar los niveles de Ni^{2+} en foliolos de nogal pecanero.

PALABRAS CLAVE: *Carya illinoinensis*; *disponibilidad de Ni^{2+}; oreja de ratón; fertilización foliar; micronutrientes.*

INTRODUCCIÓN

La deficiencia de Ni en las plantas afecta la tasa fotosintética, acumulación de biomasa y la concentración de nutrientes foliares. Así mismo, el Ni^{2+} se requiere en el metabolismo del nitrógeno (N), ya que afecta la enzima ureasa, por lo cual, uno de los objetivos principales en el manejo de árboles de nogal, es el adecuado suministro de Ni^{2+} (Bai et al. 2007; Ojeda-Barrios et al., 2016).

Entre las propiedades fisicoquímicas que limitan la disponibilidad de Ni^{2+} para los árboles se encuentra la naturaleza alcalina (pH ≥ 7.5) de los suelos de las principales áreas donde se establece el nogal pecanero (Rodríguez-Jiménez et al. 2016). Debido a la deficiencia provocada por esto, la ureasa foliar disminuye provocando acumulación de urea en los tejidos, con la consecuente reducción de materia seca y de la concentración de nitrógeno total.

Tambien se produce necrosis en la punta de las hojas, por la interrupción del catabolismo de ureidos y afectación en otras vías, como lo es el metabolismo de los aminoácidos y el ciclo del ácido cítrico (de Oliveira et al., 2021). Estas alteraciones reducen en gran medida el beneficio económico de los productores de nogal (Hernández-López et al. 2020). Uno de los métodos más eficientes de aplicación de Ni^{2+} es a través de aspersiones foliares. Algunas investigaciones han presentado el uso de una amplia gama de fuentes de Ni^{2+} para evaluar su efecto en las concentraciones de este nutriente en las hojas de pecana, entre ellas se encuentra el lignosulfonato, sulfato, óxido, cloruro, citrato y varios quelatos (Rodríguez-Jiménez et al. 2016). Por lo tanto, el uso de agentes quelantes, por ejemplo, EDTA, DTPA, EDDHA, podría ser una forma eficaz de corregir las deficiencias de Ni^{2+} en los árboles de nogal establecidos en suelos calcáreos, al promover la absorción, el transporte y el almacenamiento de este nutriente (Bai et al. 2007, Lucasynski-Carlim et al. 2019). Sin embargo, el uso de agentes quelantes en la agricultura está limitado por su alto costo, por lo que es económico solo en frutas y verduras de alto valor comercial (Niu et al. 2021).

El Ni^{2+} en nogal, generalmente se aplica a árboles adultos, y es en estos mismos donde en los últimos años se ha reportado más información sobre las aplicaciones foliares de Fe^{2+}, Zn^{2+} y Ni^{2+} quelatados. Por lo tanto, hay pocos estudios que avalen su comportamiento fisiológico en plántulas y plantas jóvenes de nogal. El objetivo de este estudio fue evaluar las concentraciones de nutrientes minerales y actividad ureasa en folíolos de árboles jóvenes de nogal pecanero cv. Pawnee en respuesta a aplicaciones foliares de Ni como sulfato de Ni o citrato de Ni y como quelatos con EDDHA, EDTA y DTPA.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio, material vegetal y manejo del cultivo. El estudio se llevó a cabo durante diciembre-junio de 2018 y 2019 en un invernadero de la Facultad de Ciencias Agrotecnológicas adjunta a la Universidad Autónoma de Chihuahua (UACH), México. El experimento inició con la recolección de nueces de la variedad "Pawnee" en una huerta con 10 años de establecida en Chihuahua, México. Las semillas se escarificaron con agua común por tres días y sembradas en arena como sustrato, irrigadas cada tres días por un período de 54 días (emergencia). Las plántulas se trasplantaron en bolsas negras de poliuretano (0.5 m^3) con arena. La nutrición mineral se realizó cada tres días con 1.2 L por planta de una solución nutritiva (mmol): 6 NH_4NO_3, 1.6 K_2HPO_4, 2.4 K_2SO_4, 4.0 $CaCl_2.2H_2O$, 1.4 $MgSO_4$ y (µmol) 5 Fe-EDDHA, 2 $MnSO_4.H_2O$, 1 $ZnSO_4$, 0.25 $CuSO_4.5H_2O$, 0.3 (NH_4), $6Mo_7O_{24}.4H_2O$ y 0.5 H_3BO_3. El pH y CE fue de 5.8 y 2.7 dS m^{-1}, respectivamente. Se suministró Ni^{2+} vía foliar como DTPA, EDTA, EDDHA, $NiSO_4$ y citrato en una dosis de 25 mg/L con un pH ajustado a 6.0 ± 0.1. y un tratamiento control sin Ni^{2+}. Las aplicaciones se realizaron en abril (12 y 26) y 10 de mayo de 2019, en plántulas con 26.5 ± 2 cm de altura y 2.85 ± 0.5 cm de diámetro de tronco. Con el propósito de homogeneizar la penetración de la solución, se aplicó 1 mL L^{-1} de surfactante INEX-A™. Se asperjo el dosel de las plántulas con la solución de cada tratamiento, mediante el uso de un atomizador (1.5 L), sin contaminar la solución hidropónica y evitar contacto con las raíces. El experimento se estableció en un diseño completamente al azar con seis repeticiones y una plántula como unidad experimental.

Muestreo y concentración foliar de nutrientes. La concentración de K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+} y Ni^{2+} fue determinada por digestión triácida (HNO_3, $HClO_4$ y H_2SO_4), el N-total por el método de micro-Kjeldahl y en ambos casos se empleó un espectrofotómetro de absorción atómica. La concentración de P-total se determinó por el método colorimétrico vanadato de amonio-molibdato (Wagle et al. 2011).

Actividad de ureasa (E.C. 3.5.1.5). La extracción y análisis de la enzima ureasa se realizó con el método descrito por Rodríguez-Jiménez et al. (2016). La actividad de la enzima se expresó como µmol NH_4^+/min/g.

Análisis estadístico. Previo al análisis estadístico, los datos fueron sometidos a pruebas de homogeneidad de varianza con la prueba de Levane y cuando se detectó heterogeneidad, se transformaron con $\log^{10}$ (Sokal y Rohlf 1995). Se realizó un análisis de varianza múltiple y una comparación de medias con la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$). El grado de asociación entre los parámetros evaluados fue determinado mediante un análisis de correlación de Pearson. En todos los casos se utilizó el software de análisis estadístico SAS versión 9.3 (SAS Institute Inc., Carolina del Norte, USA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentración foliar de nutrientes. La aplicación de EDDHA y $NiSO_4$ mejoraron de forma significativa la concentración de N-total, cuyos valores fluctuaron entre 27.17 ± 0.98 y 28 ± 0.89 g/kg, respectivamente. Este comportamiento puede sugerir un incremento en el estímulo de la actividad enzimática de la ureasa con la hidrólisis de la urea y la consecuente disponibilidad de N (Moran-Duran et al. 2020). Los foliolos tratados con $NiSO_4$ y citrato permitieron observar variación en la concentración de P (2.08 ± 0.41 y 2.47 ± 0.05 g/kg, respectivamente). De forma similar a lo encontrado para N-total, el P se mantuvo en el rango de suficiencia indicado por Pond et al. (2006). Estos resultados podrían estar vinculados a un efecto sinérgico del Ni con N y P a través de vías bioquímicas críticas para brotación, acumulación de biomasa y amarre de fruto en el nogal pecanero (Ojeda-Barrios et al. 2016). Entre los tratamientos, se observó respuesta significativa en la concentración foliar de K^+ (7.20±0.15 g/kg) y Mg^+ (3.42±0.25 g/kg) a la aplicación de EDDHA, sin embargo, Mg^+ fue estadísticamente similar a EDTA. Los valores de concentración encontrados para K^+ se encuentran fuera del rango de suficiencia indicados para nogal pecanero (0.85–2.50 % peso seco) (Smith et al. 2012). Un caso similar se observó con la concentración Ca^{2+} en las plántulas tratadas con DTPA y EDTA. No obstante, fueron similares con lo observado con la aplicación de EDDHA. Las plántulas de nogal "Pawnee" asperjadas con EDDHA mostraron mayor concentración de Ni^{2+} (3.70 mg/kg), Mn^{2+} (222.73 mg/kg) y Zn^{2+} (38.69 mg/kg), sin embargo, Mn^{2+} presento un comportamiento similar con $NiSO_4$. Por otro lado, con la aplicación de DTPA se observó una reducción significativa en la concentración foliar de Fe^{2+} (73.66 ± 3.44 mg/kg). No obstante, el Cu^{2+} no mostro variación estadística por efecto de tratamientos.

Actividad de ureasa. La actividad de esta enzima en los foliolos tratados con níquel fluctuó entre 14.84 ± 1.27 y 30.93 ± 2.62 µmol NH_4^+/min/g, donde los valores máximos se obtuvieron con la aplicación de citrato, EDDHA y $NiSO_4$. En este sentido, la disponibilidad

de Ni^{2+} se ve afectada por la variación del pH en el tejido vegetal, pero asociado con el citrato tiende a estabilizarse (Rahman et al. 2005). En este estudio se encontró que los valores de correlación de Pearson más altos entre los parámetros evaluados fue la ureasa y N-total (0.615), ureasa y Mg^{2+} (0.620), ureasa y Zn^{2+} (0.297), ureasa y Ni^{2+} (0.742). El nogal pecanero, es quizá la única especie leñosa níquel-deficiente, donde se ha investigado la interacción Ni-ureasa y su efecto en la reducción significativa en el crecimiento de los foliolos (Bai et al. 2007, Hernández-López et al. 2020). Así mismo, el Ni^{2+} es un micronutriente que juega un rol importante como fotoprotector de la molécula de clorofila (Freitas et al. 2019). Por otro lado, la severidad de la expresión de síntomas de deficiencia de Ni^{+2} se relacionan con la concentración tisular de Zn^{2+} o Cu^{2+} en la planta (Wagle et al. 2011).

Cuadro 1. Concentración de nutrientes en foliolos de nogal pecanero "Pawnee" con aplicaciones de níquel.

Tratamiento	Macronutrientes (g/kg)				
	N	P	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Control	19.83 ± 2.14^{d}	1.88 ± 0.37^{bc}	5.67 ± 0.51^{b}	8.37 ± 0.31^{c}	2.40 ± 0.24^{d}
DTPA	24.00 ± 1.79^{c}	1.63 ± 0.23^{bc}	6.10 ± 0.54^{b}	15.36 ± 3.25^{a}	2.70 ± 0.14^{cd}
EDTA	25.00 ± 2.00^{bc}	1.55 ± 0.16^{c}	5.75 ± 0.22^{b}	13.91 ± 2.20^{a}	3.15 ± 0.23^{ab}
EDDHA	27.17 ± 0.98^{ab}	1.72 ± 0.18^{bc}	7.20 ± 0.15^{a}	13.18 ± 3.29^{ab}	3.42 ± 0.25^{a}
$NiSO_4$	28.00 ± 0.89^{a}	2.08 ± 0.41^{ab}	5.62 ± 0.23^{b}	9.66 ± 0.85^{bc}	3.00 ± 0.26^{bc}
Citrato	23.67 ± 1.21^{c}	2.47 ± 0.05^{a}	4.70 ± 0.14^{c}	13.71 ± 2.39^{ab}	2.73 ± 0.34^{cd}
	Micronutrientes (mg/kg)				
	Ni^{2+}	Fe^{2+}	Cu^{2+}	Mn^{2+}	Zn^{2+}
Control	1.79 ± 0.13^{c}	96.50 ± 19.48^{a}	6.92 ± 0.38^{a}	175.61 ± 3.50^{d}	20.35 ± 0.89^{e}
DTPA	2.87 ± 0.68^{bc}	73.66 ± 3.44^{b}	7.08 ± 0.49^{a}	206.47 ± 4.25^{bc}	25.64 ± 0.83^{d}
EDTA	3.03 ± 0.48^{b}	78.00 ± 17.96^{ab}	7.00 ± 1.22^{a}	197.11 ± 7.26^{b}	24.26 ± 0.51^{d}
EDDHA	3.70 ± 0.05^{a}	83.50 ± 5.88^{ab}	8.16 ± 1.69^{a}	222.73 ± 2.85^{a}	38.69 ± 0.29^{a}
$NiSO_4$	3.45 ± 0.05^{b}	79.16 ± 5.85^{ab}	6.66 ± 0.93^{a}	217.66 ± 1.84^{a}	34.22 ± 2.27^{b}
Citrato	3.05 ± 0.46^{b}	93.00 ± 5.83^{ab}	6.50 ± 1.41^{a}	174.96 ± 15.75^{d}	28.53 ± 1.61^{c}

Mean values ± standard deviation (n=6); Medias con la misma letra dentro de columnas son iguales de acuerdo con la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$); DTPA - Diethylene-triamine penta-acetic acid; EDTA - Ethylene diamine-tetra-acetic acid; EDDHA - Ethylene-diamine-di-(o-hydroxyphenylacetic acid); $NiSO_4$ -Sulfato de níquel.

CONCLUSIONES

El Nogal es quizás la única especie leñosa deficiente en Ni^{2+}, donde la interacción de Ni^{2+} y ureasa y sus efectos en la reducción del crecimiento de las hojas se han investigado en profundidad. Por otro lado, la severidad de la deficiencia de Ni^{2+}, está relacionada con la concentración óptima de Zn^{2+} o Cu^{2+} en el tejido vegetal. Este estudio sugiere que los productores de nuez deberían considerar las aplicaciones foliares de Ni-EEDHA o Ni-sulfato para aumentar los niveles de Ni^{2+} en sus árboles, si el Ni^{2+} es un factor limitante del crecimiento.

BIBLIOGRAFÍA

Bai C., Reilly C.C., Wood B.W. (2007): Nickel deficiency affects nitrogenous forms and

urease activity in spring xylem sap of pecan. Journal of the American Society for Horticultural Science, 132: 302-309.
Balandrán-Valladares M.I., Cruz-Álvarez O., Jacobo-Cuellar J.L., Hernández-Rodríguez O.A., Flores-Cordova M.A., Parra-Quezada R.A., Sánchez-Chávez E., Ojeda-Barrios D.L. (2021): Changes in nutrient concentration and oxidative metabolism in pecan leaflets at different doses of zinc. Plant, Soil and Environment, 67: 33–39.
De Oliveira J.B., Lavres J., van der Ent A. (2021): In situ analysis of nickel uptake from foliar application in pecan using instrumental µXRF analysis. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 21: 1–9.
Hernández-Lopez M., Rodríguez-Ortiz J.C., Hernández-Montiel L.G., Figueroa-Viramontes U., Zapata-Sifuentes G., Preciado-Rangel P. (2020): Correction of "mouse ear" symptoms in pecan with foliar applications of nickel. Terra Latinoamericana, 38: 833–840.
Lucasynski-Carlim E., Meert L., Reis B., Ercoli-Alleman L. (2019): Fertilization with nickel and molybdenum in soybean: effect on agronomic characteristics and grain quality. Terra Latinoamericana, 37: 217–222.
Moran-Duran S.A., Flynn R.P., Heerema R., Van Leeuwen D. (2020): Leaf net photosynthesis, leaf greenness, and shoot lignin content of nonbearing pecan trees at two nitrogen and nickel application rates. HortScience, 55: 231–236.
Niu J., Liu C., Huang M., Liu K., Yan D. (2021): Effects of foliar fertilization: a review of current status and future perspectives. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 21: 104–118.
Ojeda-Barrios D.L., Sánchez-Chávez E., Sida-Arreola J.P., Valdez-Cepeda R., Balandran-Valladares M. (2016): The impact of foliar nickel fertilization on urease activity in pecan trees. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 16: 237–247.
Pond A.P., Walworth J.L., Kilby M.W., Gibson R.D., Call R.E., Núnez H. (2006): Leaf nutrient levels for pecans. HortScience, 41: 1339–1341.
Rahman H., Sabreen S., Alam S., Kawai S. (2005): Effects of nickel on growth and composition of metal micronutrients in barley plants grown in nutrient solution. Journal of Plant Nutrition, 28: 393–404.
Rodríguez-Jiménez T.D.J., Ojeda-Barrios D.L., Blanco-Macías F., Valdez-Cepeda R.D., Parra-Quezada R. (2016): Urease and nickel in plant physiology. Revista Chapingo Serie Horticultura, 22: 69–82.
Smith M.W., Rohla C.T., Goff W.D. (2012): Pecan leaf elemental sufficiency ranges and fertilizer recommendations. HortTechnology, 22: 594–599.
Wagle P., Smith M.W., Wood B.W., Rohla C.T. (2011): Response of young bearing pecan trees to spring foliar nickel applications. Journal of Plant Nutrition, 34: 1558–1566.
Wellburn A.R. (1994): The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. Journal of Plant Physiology, 144: 307–313.

APLICACIÓN DE BIORREGULADORES EN NOGAL PECANERO Y SU RESPUESTA EN CONCENTRACION DE NUTRIENTES FOLIARES

Laura Raquel Orozco Meléndez[1], Raquel Cano Medrano[2], Ofelia Adriana Hernández-Rodríguez[1]; O. Cruz-Alvarez[1]; Angélica Anahí Acevedo Barrera[1], Rafael Ángel Parra Quezada[1]; Damaris Leopoldina Ojeda Barrios[1*].

[1]Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Av. Universidad S/N Campus 1, C.P. 31000, Chihuahua, Chih., México.
[2] Colegio de Postgraduados Montecillos, autor de correspondencia: dojeda@uach.mx

RESUMEN

El nogal pecanero es frutal caducifolio de alta redituabilidad económica y valor nutricional. Sin embargo, presenta el fenómeno de alternancia y la nutrición influye en la productividad del cultivo que podría afectar los ciclos productivos irregulares. En este estudio, se evaluó la aplicación foliar de bioreguladores de crecimiento en nogales platados en el 2008 variedad 'Western Schley' y su respuesta en la concentración de nutrientes foliares. En 2017 y 2018 se realizaron aplicaciones foliares de ácido giberélico (GA3-50 mg L^{-1}), prohexadiona de calcio (PCa-500 mg L^{-1}) y thidiazuron (TDZ-10 mg L^{-1}). Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con cinco repeticiones. Entre los resultados encontrados los bioreguladores no mostraron diferencia en la concentración foliar de N-total, K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Cu^{2+}, Mn^{2+}. Sin embargo, en la concentración de P la aplicación de PCa no mostró un efecto significativo (1.53 y 1.86 g kg^{-1}). La aplicación de los bioreguladores no presentó efecto en la concentración de Zn^{2+} (27.00-60.05 mg kg^{-1}) pero mostró una diferencia significativa entre años. Aunque los resultados de dos años de evaluación muestran un efecto similar en la concentración de nutrientes a la aplicación foliar de GA3, PCa y TDZ, estos factores podrían tener a largo plazo influencia para mitigar el fenomeno de alternancia en el cultivo del nogal pecanero 'Western Schley.

PALABRAS CLAVE: *Carya illinoensis, ácido giberélico, prohexadiona de calcio, thidiazuron, macronutrientes.*

INTRODUCCIÓN

En el suroeste de Estados Unidos y el norte de México se encuentran las principales zonas de producción de nogal pecanero [*Carya illinoinensis* (Wangenh.) K. Koch.] (Wood, 2011). Este cultivo al igual que otros frutales, presenta el fenómeno conocido como alternancia, que afecta la cantidad de nutrientes en el árbol cada año (Smith *et al*., 2012), lo que representa una variación en la producción y por ende en los ingresos de productores y comercializadores (Castillo-González *et al*., 2019).

En la fertilización del nogal, los nutrientes más importantes en la producción son el nitrógeno (N) y zinc (Zn^{2+}) (Castillo-González *et al*., 2019). Particularmente, el crecimiento de los árboles están directamente asociados con el N (Smith *et al*., 2012). Mientras que el Zn^{2+} se asocia en el metabolismo del árbol (Ojeda-Barrios *et al*., 2009).

La aplicación de los bioreguladores en las plantas puede promover o inhibir el crecimiento, por ejemplo: en cultivos como los cítricos, mango, pera, entre otros (*Citrus volkameriana* L., *Mangifera indica* L., *Pyrus communis* L.), la utilización de prohexadiona de calcio (PCa) (3-óxido-4-propionil-5-oxo-3- ciclohexeno-carboxilato) inhibe la síntesis de giberelinas por lo tanto reduce el crecimiento (Rehman *et al*., 2018). El thidiazuron (TDZ) [1-fenil-3- (1, 2, 3 tidiazol-5-il) urea] una citoquinina que promueve la división celular (Pasa *et al*., 2017). En nogal la aplicación de GA3 promueve el crecimiento de los brotes y la floración (Wood, 2011). Existe poca información asociada con la aplicación de bioreguladores en nogal pecanero para contrarrestar el fenómeno de alternancia. El objetivo de este trabajo fue evaluar la aplicación de bioreguladores y la repuesta en la concentración de nutrientes foliares, los cuales podrían regular la alternancia en el nogal pecanero variedad 'Western Schley'.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en los años 2017 y 2018 en el huerto Loma Bonita, en Sacramento Chihuahua (28 ° 57'1.44 "N, 106 ° 14'2.73" W), precipitación temperatura promedio anual de 366.5 mm y 17.8 ° C, respectivamente. El suelo es similar a las zonas nogaleras del norte de México con una textura miga-arenosa con 0.95% de materia orgánica, pH (7.6), 10.69% de carbonato y conductividad eléctrica de 2.5 dS m^{-1}. Se utilizaron arboles de nogal pecanero 'Western Schley' en portainjertos nativos con 9 años de edad y se sembraron a 6 x 12 m (139 árboles ha^{-1}).

En la primera semana de marzo de cada año de evaluación, la fertilización se realizó utilizando la fórmula general de 150-100-100 de N, P y K en forma de $(NH4)_2\ SO_4$ (20.5% N y 24% S), H_3PO_4 (49% P_2O_5) y K_2SO_4 (50% K_2O). Asimismo, cuando los árboles mostraron un 80% de brotación, se realizaron seis aplicaciones de Zn^{2+} (17% $ZnNO_3$) con GoZinc 17® (Gowan® México). El riego se aplicó por microaspersión con una lámina media de 16 800 $m^3\ ha^{-1}$ por ciclo vegetativo. El control del gusano barrenador (*Acrobasis nuxvorella* Neunzig) se realizó con la aplicación de 0.5 L ha^{-1} de Intrepid™ (Dow AgroSciences®, USA). El control de malezas se realizó manualmente.

Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con cinco repeticiones, donde la unidad experimental consistió en un árbol con una altura promedio y perímetro de tronco de 8 ± 1 m y 63 ± 2 cm, respectivamente. Los tratamientos fueron T1: 50 mg L^{-1} GA3 (ProGibb®, Bayer Crop Science, EE. UU.), T2: 500 mg L^{-1} PCa (Apogee®, BASF, EE. UU.) T3: 10 mg L^{-1} TDZ (Revent® 500 SC, Bayer Crop Science, EE. UU.); T4: Control (agua). Se aplicó como penetrante 1 ml L^{-1} de surfactante (INEX-A™, Cosmocel, México y urea foliar

al 1%. El pH se ajustó a 5.8 con ácido fosfórico (Sigma-Aldrich®, EE. UU.). Los tratamientos se aplicaron a los 0, 56,70 y 84 días después de la floración durante dos años (2017-2018).

El análisis foliar se llevó a cabo con el método descrito por Balandrán-Valladares *et al*. (2021) se muestro 40 folíolos de la parte media de la copa del árbol y en los cuatro puntos cardinales. Posteriormente se lavaron con una solución de detergente sin fosfato al 0.1%, se enjuagaron con agua desionizada y se secaron a 80°C durante 72 h en un horno Heratherm™ VCA 230 (Thermo Scientific™, USA).

Las muestras se homogeneizaron en un molino (Wiley®, EE. UU.) Con una malla de 1 mm. La concentración de N-total se determinó mediante el método Kjeldhal (Novatech®, USA y Micro Kjeldahl Labconco®, USA). La determinación de la concentración de P se realizó mediante el método de metavanadato de amonio (NH_4VO_3) y mediante espectrofotometría (Thermo Scientific™, EE. UU.). Se tomó 1 g de la muestra seca y se determinó la concentración de K^+, Ca^{2+}, Mn^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Cu^{2+} y Zn^{2+} por digestión triácida (HNO_3, $HClO_4$ y H_2SO_4) (25 mL de la mezcla en una relación 10:10:25). Las cuantificaciones de analitos se realizaron utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica Analyst 100® (PerkinElmer®, EE. UU.). Los resultados se expresaron en g kg^{-1} y mg kg^{-1} para macro y micronutrientes, respectivamente. Con la información obtenida se realizó la prueba de homogeneidad de varianzas con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Cuando las varianzas fueron homogéneas se realizó el análisis de varianza para un diseño completamente al azar con medidas repetidas (años) y al detectar efecto de tratamiento se usó la prueba de comparación múltiple de medias "Tukey" con $p \leq 0.05$. En todos los casos se utilizó el software de análisis estadístico (SAS / STAT) versión 9.3.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1, se puede observar que los árboles tratados con GA3, PCa y TDZ mantuvieron estable la concentración foliar de N-total, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Cu^{2+} y Mn^{2+}, mientras que el PCa solo estabilizo la concentración de P. Las concentraciones se encuentran en rangos normales con la excepción de Ca^{2+} (26.91-34.10 g kg^{-1}) que puede considerarse alto (Smith *et al*., 2012), esto podría estar relacionado con el suelo calcáreo donde se planta el huerto. Por otro lado, la concentración de Zn^{2+} no fue estable, cuyos valores fluctuaron entre 27.00 y 60.03 mg kg^{-1}. Sin embargo, estos valores se encuentran en el rango de suficiencia según Castillo-González *et al*. (2019). En un experimento en limón (*Citrus volkameriana* L.) se aplicó PCa (0.73 g L^{-1}) no mostraron cambios en la concentración de N-total, P, Zn^{2+} (Tsagkarakis y Rogers, 2012); mientras que en otros cultivos como el durazno y olivo (*Prunus persica* L. y *Olea europea* L.) mostraron aumento en la concentración de N-total y P, sin embargo, la concentración de Zn^{2+} no mostro cambios significativos con aplicación 100 mg L^{-1} y 200 mg L^{-1} de GA3 respectivamente (Al-Rawi *et al*., 2016; Soliemanzadeh y Mozafari, 2014).

Cuadro 1. Concentración de macronutrientes y micronutrientes en folíolos de nogal 'Western Schley' con aplicación de bioreguladores de crecimiento.

T (mg L^{-1})	Macronutrientes (g kg^{-1})									
	N-total		P		K^+		Ca^{2+}		Mg^{2+}	
	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018
GA3 (50)	19.9±0.1a	18.2±2.8a	1.2±0.4a	1.83±0.10b	10.9±0.5a	10.5±0.2a	34.1±1.4a	31.9±2.0a	3.3±0.4a	3.5±0.3a
PCa (100)	23.9±1.2a	24.7±0.6a	1.5±0.5a	1.86±0.20a	11.3±0.7a	10.2±0.9a	31.7±1.0a	31.8±1.9a	3.1±0.3a	3.2±0.1a
TDZ (500)	26.2±1.7a	24.1±1.8a	1.7±0.3a	2.56±0.20b	11.4±0.5a	11.9±0.8a	31.2±1.0a	32.4±1.5a	3.2±0.4a	3.1±0.3a
Control	119.06±1.4a	14.2±0.7b	1.7±0.2a	1.70±0.30a	9.0±0.3a	8.8±0.8a	26.9±2.7a	26.9±2.1a	2.9±0.2a	3.1±0.2a
CV	14.5	23.5	24.3	18.4	11.0	12.9	9.9	9.1	9.3	8.2
	Micronutrientes (mg kg^{-1})									
	Fe^{2+}		Cu^{2+}		Mn^{2+}		Zn^{2+}			
	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018		
GA3 (50)	134.7±8.4a	135.0±5.0a	5.9±0.3a	6.4±0.2a	229.7±4.5a	232.0±10.6a	58.6±5.0a	35.7±3.2b		
PCa (100)	138.0±6.1a	141.7±3.2a	6.0±0.2a	6.2±0.3a	236.3±9.6a	234.3±8.6a	38.3±4.1a	27.0±1.8b		
TDZ (500)	151.7±3.5a	147.3±10.8a	6.8±0.2a	6.2±0.3a	244.7±9.5a	234.3±5.5a	60.0±2.2a	29.3±6.2b		
Control	120.5±21.2a	107.7±2.4a	5.7±0.4a	5.3±0.3a	217.0±2.6a	205.7±6.7a	36.8±0.8a	29.0±1.5b		
CV	11.3	12.3	8.6	8.3	5.3	6.4	24.2	15.3		

T - tratamientos, GA3 - ácido giberélico, PCa - prohexadiona de calcio y TDZ -thidiazuron. Los valores con las letras diferentes entre filas representan diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$).

CONCLUSIONES

La aplicación de GA3, PCa y TDZ mostró un efecto similar sobre la concentración de nutrientes, uno de los factores que provoca la alternancia en nogal 'Western Schley', la aplicación de bioreguladores podría considerarse como parte del manejo agronómico para minimizar la alternancia en arboles de nogal.

BIBLIOGRAFÍA

Al-Rawi, W. A. A., M. E. A. Al-Hadethi y A. A. Abdul-Kareem (2016) Effect of foliar application of gibberellic acid and seaweed extract spray on growth and leaf mineral content on peach trees. The Iraqi Journal of Agricultural Sciences 47:98-105, https://www.iasj.net/iasj?func=article&aId=127474

Balandrán-Valladares M. I., O. Cruz-Álvarez, J. L. Jacobo-Cuellar, O. A. Hernández-Rodríguez, M. A. Flores-Córdova, R. A. Parra-Quezada, E. Sánchez-Chávez y D. L. Ojeda-Barrios (2021) Changes in nutrient concentration and oxidative metabolism in pecan leaflets at different doses of zinc. Plant, Soil and Environment 67:33–39, https://doi.org/10.17221/525/2020-PSE

Castillo-González, J., D., Ojeda-Barrios, A. Hernández-Rodríguez, J. Abadía, E. Sánchez, R., Parra-Quezada... y J. P. Sida-Arreola (2019) Zinc Nutritional Status of Pecan Trees Influences Physiological and Nutritional Indicators, the Metabolism of Oxidative Stress, and Yield and Fruit Quality. Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca 47(2) https://doi/10.15835/nbha47211389

Ojeda-Barrios D. L., O. A. Hernández-Rodríguez, J. Martínez-Téllez, A. NúñezBarrios y E. Perea-Portillo (2009) Foliar application of zinc chelates on pecan. Revista Chapingo Serie Horticultura 15:205-210, https://doi.org/10.21273/HORTSCI.49.5.562

Pasa M. S., C. P. Silva, B. Carra, A. F. Brighenti, A. L. K. Souza y J. L. Petri (2017) Thidiazuron (TDZ) increases fruit set and yield of 'Hosui' and 'Packham´s Triumph' pear trees. Anais da Academia Brasileira de Ciências 89:3103-3110, http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720170644

Rehman M., Z. Singh y T. Khurshid (2018) Pre-harvest spray application of prohexadione-calcium and paclobutrazol improves rind colour and regulates fruit quality in M7 Navel oranges. Scientia Horticulturae 234:87-94, https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.02.018

Smith M. W., C. T. Rohla and W. D. Goff (2012) Pecan leaf elemental sufficiency ranges and fertilizer recommendations. HortTechnology 22:594-59, https://doi.org/10.21273/HORTTECH.22.5.594

Soliemanzadeh A. y V. Mozafari (2014) Response of pistachio trees to alternate bearing and foliar application of zinc and iron. International Journal of Fruit Science 14:174-187, https://doi.org/10.1080/15538362.2013.818376

Tsagkarakis A.E., M. E. Rogers y T. M. Spann (2012) Applications of plant growth regulators to container-grown citrus trees affect the biology and behavior of the Asian citrus psyllid. Journal of the American Society for Horticultural Science 137:3-10, https://doi.org/10.21273/JASHS.137.1.3

Wood B. W. (2011) Influence of plant bioregulators on pecan flowering and implications for regulation of pistillate flower initiation. HortScience 46:870- 877, https://doi.org/10.21273/HORTSCI.46.6.870

CONTENIDO DE PIGMENTOS FOTOSINTÉTICOS EN EL CULTIVO DE PIMIENTO BAJO DIFERENTES NIVELES DE HUMEDAD EN EL SUELO

Luz María Ruiz Machuca[1]; Enrique Alonso Zuñiga[1]; Joel Pineda Pineda[2]; Alessandro Reinaldo Zabotto[1]; Rafael dos Santos Lima[1]; Edilson Ramos Gomes[1]; y Fernando Broetto[4]

[1] Departamento de Ingeniería Rural, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Estadual Paulista (UNESP) Campus de Botucatu. Hacienda Experimental Lageado, Avenida Universitaria, n° 3780. Altos del Paraíso, CEP: 18610-034, Botucatu – SP. Brasil.
[2]Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Km. 38.5 Carretera México-Texcoco. 56230, Chapingo. Estado de México, México
[4] Departamento de Química y Bioquímica, Instituto de Biociencias, Universidad Estadual Paulista (UNESP) Campus de Botucatu. Calle Prof. Dr. Antonio Celso Wagner Zanin, nº 250, Distrito de Rubião Junior, CEP: 18618-689, Botucatu – SP. Brasil.
Autor de correspondência: luzmy_rm@hotmail.com

RESUMEN

Con el paso del tiempo el cambio climático va en aumento, disminuyendo la precipitación pluvial, afectando así la producción agrícola. Por lo tanto, el presente ensayo tuvo como objetivo evaluar el contenido de pigmentos en el cultivo de pimiento bajo diferentes niveles de humedad del suelo, los cuales fueron el 100%, 70% y 50% de la capacidad de campo (CC), establecidos en un diseño experimental completamente al azar. Se evaluó el área foliar, contenido de clorofilas (*a* e *b*) y carotenoides**.** Los resultados apuntaron reducción considerable en el área foliar conforme al aumento de la deficiencia hídrica (DH). El contenido de clorofila *a* y carotenoides presentaron valores estadísticamente inferiores al tratamiento testigo en la última evaluación realizada. De esta forma, se concluye que las plantas de pimiento del híbrido evaluado fueron afectadas conforme a la severidad de la deficiencia hídrica, provocando alteraciones negativas en el área foliar y en el contenido de clorofila *a* y carotenoides.

PALABRAS CLAVE: *Área foliar; carotenoides; clorofilas; déficit hídrico.*

INTRODUCCIÓN

La escasez de agua se volvió un problema relevante en todo el mundo, en parte ocasionada por los cambios climáticos, causando menor rendimiento en los cultivos (Anjum *et al.*, 2011). De esa forma, es importante entender las respuestas de adaptación de las plantas a los períodos de deficiencia hídrica para que la tecnología permita un mejor uso de los recursos hídricos y adaptación de los cultivos por la falta de agua (Bianchi *et al.*, 2016). El agua es indispensable para la producción de los cultivos, de forma que el estrés por sequía es un factor ambiental que puede limitar el crecimiento, desarrollo y productividad de las especies vegetales (Shao *et al.*, 2009). Por lo tanto, el correcto manejo de la irrigación es determinante para beneficiar la productividad de los cultivos (Caixeta *et al.*, 2014).

De esa forma, se torna relevante obtener informaciones de como las plantas responden al estrés ocasionado por el déficit hídrico, y así tener un manejo adecuado de acuerdo a las

necesidades de cada cultivo. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el contenido de pigmentos en el cultivo de pimiento bajo diferentes niveles de humedad del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento fue realizado entre junio y octubre de 2016 bajo condiciones de invernadero, con coordenadas geográficas 22º 53' 25" latitud Sur y 48º 27'19" longitud Oeste y 840 msnm, en el Instituto de Biociencias de la UNESP, Botucatu, Brasil. El clima de la región es subtropical húmedo con precipitación abundante y bien distribuida a lo largo de todo el año, según la clasificación climática de Koppen.

Las plántulas de pimiento (*Capsicum annuum* L.) híbrido Gastón fueron obtenidas de la tienda caco agrícola, Botucatu, Brasil, siendo trasplantadas a los 40 días después de la siembra en macetas con capacidad de 22 Litros. Fue utilizado un suelo clasificado como Latossol Rojo de textura arenosa. Se aplicó cal agrícola (0.24 g L^{-1}), para elevar el porcentaje de saturación de bases a 80% (valor recomendado para el cultivo de pimiento). La fertilización de fondo fue realizada conforme Van *et al*. (1997), y la fertilización de cobertura fue realizada en base a las recomendaciones de Espíndola *et al.* (2011).

Los tratamientos fueron tres niveles de humedad del suelo, 100% (considerado como control), 70% y 50% de la capacidad de campo (CC). Se realizaron cuatro muestreos, con intervalos de quince días (0, 15, 30 y 45 días después del estrés (DDE)), se realizó el primer muestreo a los 50 días después del trasplante (DDT), denominado como punto cero, en donde todas las plantas fueron regadas al 100% de la CC. La diferenciación de los niveles de humedad en el suelo fue iniciada un día después del primer muestreo (51 DDT). Fueron evaluadas variables como el área foliar, contenido de clorofilas (*a* y *b*) y carotenoides. El área foliar (cm^2 $planta^{-1}$) fue medida con el equipo *LI-COR* mod. Li-3000 (Lincoln, NE, USA).

Para el análisis de los pigmentos fotosintéticos, fueron cortados discos foliares con 1. 01 cm de diámetro y transferidos para tubos de ensayo con 2 mL de dimetilformamida (SYNTH) por 24 h bajo condiciones de obscuridad. Posteriormente, fueron realizadas lecturas de densidad óptica en el espectrofotómetro de masa en las longitudes de onda 480, 646.8 y 663.8 nm. Para la determinación del contenido de las clorofilas y carotenoides, fueron utilizadas las ecuaciones sugeridas por Lee *et al.* (1987). Los tratamientos fueron establecidos en un diseño completamente al azar con cinco repeticiones. Los resultados fueron analizados por la prueba F, comparando las medias por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad, mediante el software *Statistical Analysis System* (SAS) v. 9.2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Área foliar. Diferentes estudios han demostrado efectos negativos de crecimiento en las plantas bajo restricción hídrica. Por ejemplo, en pimiento picante (*Capsicum annuum* cv. Battle) el área foliar (AF) fue menor estadísticamente conforme a la disminución de la capacidad de retención de agua en el suelo (Ahmed *et al.*, 2014). De manera similar, Alonso *et al.* (2019) demostraron que en plántulas de café bajo condiciones de deficiencia hídrica hubo reducción del área foliar, la cual puede estar relacionada a las bajas tasas fotosintéticas, ocasionando disminución considerable en el crecimiento celular. En este ensayo se corrobora el efecto del déficit hídrico en el área foliar en plantas de pimiento (Cuadro 1). Se

puede observar que con el paso del tiempo el AF fue aumentando para las plantas de los tres tratamientos, sin embargo, a los 15, 30 y 45 días después del estrés (DDE) las plantas sobre el 70% de la CC disminuyeron el AF en el orden de 10%, 36% y 15% respectivamente en comparación con las plantas sobre el 100% de la CC. Ya las plantas sobre el 50% de la CC disminuyeron el AF en el orden de 24%, 56% e 42%, en comparación con las plantas sin restricción hídrica.

Cuadro 1. Área foliar en plantas de pimiento, cultivadas bajo tres niveles de humedad en el suelo.

Tratamientos	0 DDE	15 DDE	30 DDE	45 DDE
	cm^2 $planta^{-1}$			
100% CC	988.2 a	2062.7 a	2513.1 a	3025.3 a
70% CC	1085.7 a	1862.0 ab	1610.5 b	2558.9 ab
50% CC	1032.2 a	1556.6 b	1104.1 b	1750.6 b

Medias seguidas por la misma letra en la columna, no difieren estadísticamente entre sí por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad. DDE = días después del estrés; CC = capacidad de campo.

Clorofilas *a* y *b*. La deficiencia hídrica generalmente ocasiona disminución en el contenido de clorofila y senescencia foliar, por ejemplo, Holá *et al*. (2010), reportaron que el contenido de clorofila *a* y *b* disminuyó considerablemente con la reducción de la humedad del suelo.

En este ensayo (Cuadro 2) las plantas bajo el 50% y 70% de la CC presentaron repercusión solamente en el contenido de clorofila *a* a los 45 días después del estrés (DDE). De esta manera, se puede concluir que el estudio de los pigmentos fotosintéticos es una herramienta óptima para observar el comportamiento de los cultivos sobre diferentes niveles de humedad en el suelo, lo cual puede ayudar a generar nuevas cultivares de plantas o técnicas de irrigación que ayuden al crecimiento de los cultivos aún sobre condiciones de déficit hídrico.

Cuadro 2. Contenido de clorofilas *a* y *b* en plantas de pimiento, cultivadas bajo tres niveles de humedad en el suelo.

Tratamientos	0 DDE		15 DDE		30 DDE		45 DDE	
	a	*b*	*a*	*b*	*a*	*b*	*a*	*b*
	µg cm^{-2} de hoja							
100% CC	17,4 a	6,5 a	19,7 a	8.7 a	17,8 a	8,2 a	19,6 a	8,5 a
70% CC	18,7 a	7,0 a	19,6 a	8.3 a	17,1 a	8,6 a	16,7 b	6,7 a
50% CC	18,6 a	6,9 a	19,4 a	7.5 a	17,4 a	9,0 a	16,4 b	6,6 a

Medias seguidas por la misma letra en la columna, no difieren estadísticamente entre sí por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad. DDE = días después del estrés; CC = capacidad de campo.

Carotenoides. De manera similar a lo ocurrido en el contenido de clorofila *a*, el contenido de carotenoides fue afectado por los tratamientos bajo restricción hídrica hasta los 45 DDE (Cuadro 3). Los carotenoides son pigmentos accesorios, que también ejercen la función de fotoprotección contra el oxígeno singlete ($^1O_2$*), el cual daña componentes celulares, principalmente a los lípidos (Taiz *et al*., 2017). De este modo, se puede concluir que además de la deficiencia hídrica, la duración de este tipo de estrés se torna acumulativo, causando diminución considerable en el contenido de carotenoides y clorofila *a*, por lo tanto, después de cierto tiempo las plantas están expuestas a los daños oxidativos causados por la falta de agua.

Cuadro 3. Contenido de carotenoides en plantas de pimiento, cultivadas bajo tres niveles de humedad en el suelo.

Tratamientos	0 DDE	15 DDE	30 DDE	45 DDE
		µg cm^{-2} de hoja		
100% CC	4,7 a	5,1 a	4,5 a	4,9 a
70% CC	4,8 a	5,2 a	4,6 a	4,3 b
50% CC	4,7 a	5,2 a	4,7 a	4,0 b

Medias seguidas por la misma letra en la columna, no difieren estadísticamente entre sí por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad. DDE = días después del estrés; CC = capacidad de campo.

CONCLUSIONES

En plantas de pimiento cultivar Gastón el área foliar es afectada conforme la disminución de la humedad del suelo. El contenido de clorofila *b* no es alterado por la deficiencia hídrica, sin embargo, el contenido de clorofila *a* y carotenoides son impactados negativamente en la última evaluación. Es decir, la intensidad y duración de la restricción hídrica se torna acumulativa, lo que ocasiona que con el paso del tiempo algunos pigmentos se vean alterados.

BIBLIOGRAFÍA

Ahmed, A.F. H. Yu, X. Yang, W. Jiang. 2014. Deficit irrigation affects growth, yield, vitamin C content, and irrigation water use efficiency of hot pepper grown in soilless culture. Hortscience. 49:722–728. doi:10.21273/HORTSCI.49.6.722. (disponível em línea desde junho de 2014).

Alonso-Zuñiga, E., L. M. Ruiz-Machuca, O. F. dos Santos, M. L. Cruz de Souza, D. P. Franco de Oliveira, F. Broetto. 2019. Comportamento fisiológico de mudas de cafeeiro arábica (cv. obatã e catucaí) submetidas à deficiência hídrica. Irriga 24: 890-899. doi: 10.15809/irriga.2019v24n4p890-899.

Anjum, S.A., X. Y Xie, L. C. Wang, M. F. Saleem, C. Man, W. Lei. 2011. Morphological, physiological and biochemical responses of plants to drought stress. African Journal of Agricultural Research 6: 2026–2032. DOI: 10.5897/AJAR10.027. (disponível em línea desde maio 4 de 2011).

Bianchi, L., G. H. Germino, M de Almeida Silva. 2016. Adaptação das plantas ao déficit hídrico. Acta iguazu. 5: 15-32.

Caixeta-Salomão, L., F. Soares de Cantuário, A. I. de Azevedo-Pereira, T. Schwerz, W. de Souza-Dourado. 2014. Influência do turno de rega na eficiência do uso da água de irrigação e na produtividade de plantas de alface cultivadas em ambiente protegido. Enciclopédia Biosfera, Goiânia. 10: 2029-2039.

Espíndola- Trani P., S. Wilson-Tivelli, O. Alves- Carrijo. 2011. Fertirrigação em Hortaliças. 2ª ed. Série Tecnologia APTA. Boletim Técnico IAC, 196. Campinas.

Holá, D., M. Benešová, J. Honnerová, F. Hnilička, O. Rothová, M. Kočová, H. Hniličková. 2010. The evaluation of photosynthetic parameters in maize inbred lines subjected to water deficiency: Can these parameters be used for the prediction of performance of hybrid progeny? Photosynthetica. 48: 545-558. Doi: 10.1007/s11099-010-0072-x. (disponível em línea desde dezembro de 2011).

Lee, D. W., S. Bremmeier, A. P. Smith. 1987. The selective advantage of anthocyanins in developing leaves of mango and cacao. Biotropica. 19: 40-49. doi: 10.2307/2388458.

Shao, H. B., L. Y. Chu, C. A. Jaleel, P. Manivannan, R. Panneerselvam, M.A. Shao. 2009. Understanding water deficit stress-induced changes in the basic metabolism of higher plants-biotechnologically and sustainably improving agriculture and the eco-environment in arid regions of the globe. Crit. Rev. Biotechnol. 29: 131-151. doi: 10.1080/07388550902869792. (disponível em línea desde abril 17 de 2009).

Taiz, L., E. Zeiger, I. M. MØLLER, A. MURPHY. 2017. Fisiologia e desenvolvimento vegetal. 6ª. ed. Artmed. Porto Alegre.

Van- Raij, B. H. Cantarella, J. A. Quaggio, Â. M. Cangiani- Furlani. 1997. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo.2ª ed. Instituto Agronômico/Fundação IAC. Campinas.

IMPLEMENTACIÓN DE ABONO ORGÁNICO EN CULTIVO SUSTENTABLE DE PALMA CAMEDOR (*Chamaedorea elegans*)

Cristina Carmona Méndez; Neira Sánchez Zarate; Yovani López González.

Instituto Tecnológico Superior de Misantla
Km 1.8 Carretera Lomas del Cojolite, 93821, Misantla, Ver. México.
182T0658@itsm.edu.mx

RESUMEN

En este proyecto de investigación se presenta la propuesta del uso de compost en los cultivos de palma camedor, esto para el desarrollo de la planta y la aportación de nutrientes al suelo. Por lo que es de suma importancia conocer el entorno donde se reproduce la palma camedor y los parámetros que debe de tener el compost durante el proceso de elaboración, por lo que se requirió elaborar a escala piloto, desarrollado durante 3 meses. Con esto se busca apoyar a los productores de la comunidad rural "El Chaparral" con información y nuevas iniciativas de producción del compost, reduciendo gastos por la compra de fertilizantes industriales.

PALABRAS CLAVE: *Composta, nutrición orgánica, relación C:N, sustentabilidad.*

INTRODUCCIÓN

En la comunidad "El Chaparral" perteneciente al municipio de Juchique de Ferrer, Ver. Se encuentran ubicados cultivos de la palma camedor, que es una de las plantas con una comercialización nacional e internacional. La producción de la palma se realiza desde México, América central y región de Suramérica. En nuestro país, la producción es principalmente en las zonas selváticas altas y media perennifolia, subperennifolias y subcaducifolia, así como en bosque mesófilo, por esa razón tenemos la producción en "El Chaparral" pues cuenta con zonas selváticas incluyendo selvas perennifolias y subperennifolias. Estos ecosistemas cuentan con climas lluviosos y húmedos ideales para el desarrollo de la palma, pues algunos de los parámetros que se deben de tener para la producción son: luz, el tipo de suelo, precipitación anual, humedad y temperatura (Quero, 1989). Uno de los problemas que podemos percibir es por el daño que causan los fertilizantes industriales, teniendo repercusiones tanto la palma como en el suelo, por un mal manejo y las palmas pueden llegar a morir

De acuerdo con Hodel (1992), las palmas *Chamaedorea elegans* puede alcanzar una altura máxima de hasta dos metros y con un diámetro de tallo de 0.8 a 1.5 cm, el cual es de un color verde con anillos amarillos, mostrando nudos. Por cada palma se muestran entre cinco a ocho hojas, con una vaina de ocho a 20 cm de longitud. El tiempo de vida de *C. elegans* en condiciones silvestres varía entre los 15 a 20 años, siendo que solo se tiene una estimación, no se conoce con certeza.

El compostaje se define desde el punto de la agronomía como el material sólido, que fue higienizado y estabilizado en un proceso biológico. El compostaje es un proceso de descomposición controlada de materiales biodegradables bajo condiciones aeróbicas y el cual permite el desarrollo de temperaturas adecuadas para las baterías termófilas, el resultado del calor (European Commission and Joint Research Centre, 2014).

Existen problemas con los residuos orgánicos que se generan en las puntuaciones, los cuales pueden ser desde restos de la poda, restos de las cosechas, de frutas caídas, entre otros. Normalmente para deshacerse de los residuos lo que hacen los campesinos es la quemarlos, enterrarlos o el caso más común dejarlos a la intemperie hasta que estos lleguen a la pudrición, esto debido a su poco conocimiento, a la falta de un espacio adecuado o al tiempo que se tiene (Román *et al*., 2013).

En un proceso de compostaje que se encuentra bien establecido y con los materiales adecuados, podemos obtener una reducción de la humedad, el peso, el volumen de los residuos, teniendo bien fijado este producto será mucho más fácil de almacenarlo, transportarlo. Lo que se piensa obtener del compost es una mejor filtración en el suelo y una retención de agua, la disminución de fluctuaciones de temperatura reduce la erosión, favorece para el control de plagas de una manera natural y aporta los nutrientes para la planta.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recopilación de información general. El municipio de Juchique de Ferrer se encuentra ubicado en la zona centro del estado de Veracruz, en las coordenadas 19°50´ de latitud norte y 96°42´ de longitud oeste, con una altura entre 200 y 1,900 metros sobre el nivel del mar. Juchique colinda al norte con Colipa, al este con Vega de Alatorre, al suroeste con Alto Lucero, al sur con Tepetlán, al norte con Yecuatla, y al suroeste con Chiconquiaco (Gobierno del Estado de Veracruz, 2019) (Figura 1).

Estudio de composición y generación de residuos orgánicos generados en la localidad. Los residuos generados dentro de la comunidad "el chaparral" deberán ser clasificados y seleccionados dependiendo el tipo de estos, pues para la generación del abono orgánico necesitaremos residuos que nos ayuden y aporten una cantidad de nutrientes específica de la relación carbono nitrógeno necesarios para el desarrollo de la palma.

Cálculo de la relación carbono nitrógeno. La relación C: N se expresa las unidades de carbono por unidad de nitrógeno que contiene un material. Una razón C: N balanceada, normalmente nos asegura que los nutrientes requeridos como fósforo, potasio, etc. estarán presentes en una cantidad adecuada para el compost (Rynk y Wilson, 1992, citado por Ahumada, 2005).



Figura 1. Vinculación – interacción con los productores de palma camedor.

De acuerdo a la universidad Cornell (2004, citado por Ahumada, 2005) para realizar el cálculo de la razón entre el carbono y nitrógeno se utiliza la siguiente ecuación:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{n} M_i * C_i * (100 - H_i)}{\sum_{i=1}^{n} M_i * N_i * (100 - H_i)}$$

R: Razón carbono-nitrógeno de la mezcla.
M_i : Masa húmeda del material i presente en la mezcla
H_i : Porcentaje de carbón del material i presente en la mezcla
C_i: Porcentaje de carbono del material i presente en la mezcla
N_i: Porcentaje de nitrógeno del material i presente en la mezcla

Los datos para el diseño experimental del compost se obtuvieron a partir de diversas fuentes y se fue plasmando los de datos en la fórmula.

Monitoreo de las propiedades físicas y químicas del proceso de compost. El proceso de compost se monitoreo cada semana durante tres meses, para obtener los parámetros de pH y temperatura. El monitoreo de pH se realizó cada semana con un multiparamétrico, utilizando el método estipulado en la norma NMX-AA-25-1984, la cual nos indica tomar 20 g de muestra para realizar la prueba por duplicado. Los reactivos a utilizar son las soluciones buffer de 4 y 7 de pH.

En el monitoreo de temperatura se utilizó un termómetro de mercurio el cual se introdujo directamente dentro de la pila de compost, colocando el termómetro en dos puntos a una superficie de 10 cm.

En el monitoreo de humedad se realizó con el test del puño, el cual es una prueba rápida. Tomando una muestra de compost con la mano y se presiona cerrando el puño, si escurre agua la muestra está demasiado húmeda, si al abrir la mano la muestra se deshace quiere decir que está demasiado seca, si no sucede ninguno de los casos el compost está en la humedad adecuada (Barrena, 2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Relación C:N del material orgánico seleccionado. Dentro de los parámetros del compostaje la relación C: N debe estar adecuada, Los materiales orgánicos seleccionados provenientes de un hogar son variados, como se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Relación C: N de la materia orgánica utilizada en el compost, kilogramos recolectados.

C:N	Materia orgánica	Kg
	TOTAL DE RESIDUOS	9.2177
15:1	Cáscara de plátano	0.3
18:1	Cáscara de naranja	2.9105
15:1	Cascarones de huevo	0.16
15:1	Col	0.2
15:1	Residuos de cebolla	0.0622
40:1	Residuos de limón	0.475
15:1	Residuos de pera	0.15
25:1	Residuos de papa	0.095
15:1	Residuos de calabaza	0.295
7:1	Estiércol de gallina	0.37
32 : 1	Hojas secas de plátano	0.325
47:1	Hojarasca seca	0.425
44:1	Residuos de césped	3.45

La relación que se obtiene de nuestra mezcla de materia orgánica utilizada es de 34.7 de carbono por uno de nitrógeno. Se considera que la relación C: N tiene valores entre 25 y 35, se considera que los microorganismos utilizan de 15 a 30 partes de carbono por una parte de nitrógeno (Silvia, 2001 citada por Barrena, 2006).

Propuesta de estructura de pila de compostaje. Para la determinación de las dimensiones de la pila se requirió de los siguientes datos ya obtenidos de un previo estudio en el municipio de Juchique de Ferrer, Ver: GPC 0.488 Kg/hab, habitantes 722, utilizando una densidad de 250 Kg/m3. Teniendo como resultado una pila de 1.50 metros de alto por 1.50 de ancho y 4.38 metros de largo.

Parámetros evaluados en el proceso de compost. El resultado de pH dado en el proceso fue variando a lo largo de las 12 semanas monitoreadas, el rango ideal es entre 5,8 a 7.2, cabe mencionar que el pH registrado se mantuvo en un rango de 5.9 – 7.2, lo que nos favorece en el proceso (Román *et al*., 2013). Mientras tanto, como resultado de la temperatura se tiene el rango que van desde 20.2 a 40.1 °C, algunas temperaturas llegaron a estar por debajo de 35°C, lo que se podría asociar algunas causas, como lo son, la humedad insuficiente lo que provoca que los microorganismos disminuyen la actividad metabólica, materia orgánica insuficiente y el déficit de nitrógeno o baja C: N (Román *et al*., 2013).

CONCLUSIONES

Para este proyecto se tiene como objetivo principal elaborar una fórmula de compost adecuada para los cultivos de palma camedor, con el fin de ayudar a mejorar las características del suelo; de acuerdo a la investigación y a los diferentes métodos utilizados para la elaboración de compost se obtuvieron resultados favorables, ya que los parámetro se encuentran en los límites permisibles establecidos para un compost con características de nivel industrial, esto durante el proceso de elaboración, cabe mencionar que el compost aún no ha sido evaluado en cultivos de palma camedor para valorar sus eficiencia.

BIBLIOGRAFÍAS

Ahumada C. (2005). Evaluación de los efectos de la pluviometría en pilas de compostaje de residuos sólidos. Universidad del Bio-Bio. (p. 42) http://repobib.ubiobio.cl/jspui/bitstream/123456789/2085/1/Ahumada_Mercado_Carlos_Eduardo.pdf

Barrena G. (2006). Compostaje de residuos sólidos orgánicos aplicación de técnica respirométricas en el seguimiento del proceso. https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/5307/rbg1de1.pdf

Hodel, R. D. (1992). Chamaedorea Palms: The species and their cultivation. Allen Press, Inc., Lawrence, K.S. University of California.

Quero, H. J. (1989). Flora genérica de arecaceas de México. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F.

Román P., Martínez M., Pantoja A. (2013). Manual de compostaje del agricultor. FAO. http://www.fao.org/3/i3388s/i3388s.pdf

EFFECT OF WATER DEFICIT ON SOLUBLE PROTEIN AND AMINO ACID CONTENT IN *Sorghum bicolor* PLANTS COLONIZED WITH DIFFERENT MYCORRHIZAL INOCULUM

María Karina Manzo Valencia[1]; Víctor Olalde Portugal[1]; Armando Guerrero Rangel[1]; Argel Gastélum-Arellánez[2]; Silvia Edith Valdés Rodríguez[1*]

[1]Departamento de Biotecnología y Bioquímica, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN-Unidad Irapuato, Irapuato, Guanajuato, México.
[2]Área de Medio Ambiente y Biotecnología, Cátedra CONACYT. Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas A.C. (CIATEC AC), León.

ABSTRACT

Drought is the main abiotic stress that alters physiological and metabolomic disorders, limiting the growth and development of the plant, while the symbiosis of arbuscular mycorrhizae can improve adaptation to drought stress by regulating some metabolic pathways and providing water and nutrients to the plant. For understanding the tolerance mechanisms to water deficit in sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench), a biochemical study in leaves of non-colonized and colonized plants with *Glomus clarum* and a Consortium of arbuscular mycorrhizal fungi was conducted. Results related to the total protein content and accumulation profile of amino acids are shown. Water stress increased the total soluble protein content in non-colonized and *G. clarum* colonized plants. On the contrary, the content of protein in response to water deficit was not affected in plants colonized with the mycorrhizal Consortium. Related to amino acids, different accumulation profiles were found in five of the 20 amino acids analyzed. Tryptophan was detected in all water deficit treatments, while lysine was only detected in *G. clarum* colonized plants under water deficit. Under water deficit conditions, glycine increased significantly in *G. clarum* colonized plants and mycorrhizal Consortium colonized plants, while serine showed a significant increase only in the Consortium colonized plants. Proline content increased significantly in colonized and non-colonized plants under water deficit, reaching higher values in the first ones. Results indicate that total soluble protein content and the accumulation profile of amino acids in leaves of sorghum depend on both the type of mycorrhizal fungi and the severity of water deficit sensed by the plant.

KEYWORDS: *Arbuscular mycorrhiza*; *drought stress; mycorrhizal plants.*

INTRODUCTION

Drought is one of the main abiotic factors affecting crop production and seed quality. Drought tolerance is mediated by the interaction of different morphological, physiological, biochemical, and genetic mechanisms (Mitra, 2001). Sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench) is considered among the most economically important cereal worldwide (FAOSTAT, 2021). It is a C4 photosynthetic plant, adapted to arid and semi-arid climates. Sorghum is considered tolerant to drought and represents a model to study the mechanisms involved

in the tolerance to water stress. On the other hand, it is well known that the plant-Arbuscular Mycorrhizal (AM) fungi association enhances mineral nutrition, water acquisition (Wipf *et al*., 2019), and protects the plants against biotic (Akhtar & Siddiqui, 2008) and abiotic stress conditions (Lenoir *et al*., 2016). In sorghum plants associated with arbuscular mycorrhizal fungi, an improvement in yield, prolongation of lifespan, and increase in protection against abiotic stress conditions have been reported (Sun *et al*., 2017).

For understanding the mechanisms of tolerance to water deficit in sorghum, a biochemical and proteomic study in leaves of both non-colonized and colonized plants with a Consortium of arbuscular mycorrhizal fungi was conducted previously (Olalde-Portugal *et al*., 2020). Proteomic analysis in such a study revealed different metabolic processes in non-colonized plants, compared to mycorrhizal colonized plants, under water deficit conditions. Non-colonized sorghum plants accumulated mainly proteins related to ribosome biogenesis under water deficit, while colonized plants produced proteins related to energy metabolism, carbohydrate metabolism, oxidative phosphorylation, and photosynthetic carbon fixation (Olalde-Portugal *et al*., 2020).

In this research, some biochemical characteristics, related to total protein content and accumulation profile of amino acids, in leaves of non-colonized and colonized plants with *G. clarum* and a Consortium of Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) are presented.

MATERIALS AND METHODS

Soil and biological materials. Sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench BJ-83) seeds were planted in 60 pots of 2.3L, containing a mixture of coarse sand-sandy loam (1:1 w/w). Two AM inoculums were evaluated: *Glomus clarum* and a fungal Consortium of AMF consisting of *Septoglomus constrictum*, *Funneliformis geosporum*, *Rhizoglomuss fasciculatum*, *Glomus toruosum*, *Gigaspora margarita,* and *Acaulospora scrobiculata*. Non-colonized plants were used as a control.

Experimental design. A completely randomized experimental design with ten repetitions was used. All plants were irrigated daily for 45 days to maintain 100% soil water holding capacity. After that, half of the plants (non-colonized and colonized) were subjected to water deficit by a progressive decrease of water holding capacity for six days: 65, 55, 40, 25, 13, and 0%. The experiments were carried out under greenhouse conditions with a temperature of 25−30 °C/18−22 °C (day/night) and Photosynthetic Photon Flux Density of 1000 µmol m^{-2} s^{-1}, in Irapuato, Guanajuato, Mexico as previously described by Olalde-Portugal *et al*. (2020). For biochemistry analysis, leaves for different plants were frozen in liquid nitrogen and stored at -70 °C for further analysis.

Extraction and quantification of soluble protein. Leaves (0.4 g) were ground and homogenized in a 1:10 (w/v) ratio with 50 mM phosphates buffer, pH 6.0. The suspension was stirred for 20 minutes at 4°C and centrifuged at 13, 523 x g for 20 min at 4°C. The supernatants were used to measure total soluble protein by the Bradford methods, using bovine albumin as standard. The absorbance was measured at 595 nm using a 680 model Benchmark plus microplate reader (Bio-Rad, Japan). Protein content was determined in milligrams per gram of fresh tissue.

Free amino acid extraction and derivatization. Leaves (30 mg) were ground with liquid nitrogen to obtain a fine powder. Free amino acids were extracted based on the protocol by Abraham *et al*. (2010). Before analysis by HPLC, the amino acids were derivatized with phenyl-isothiocyanate according to Zheng *et al*. (2015).

HPLC conditions. Chromatographic analysis was performed in a reverse phase HPLC system (Shimadzu DGU, Chiyoda-ku, Tokyo, Japan), equipped with SPD-20A photodiode array detector. Analysis of the derivatized amino acids was performed using an Agilent Eclipse Plus C18 column (4.6 mm×150 mm×5 µm). The mobile phases were A (0.15 M sodium acetate solution with 7% acetonitrile) and B, (acetonitrile: water in a 4:1 v/v), at a flow rate of 0.9 mL/min. Pure amino acid standards were used for quantification. The absorbance was measured at 240 nm. The gradient elution program was established as described by Zheng *et al*. (2015). The amino acid content was determined in micrograms per gram of fresh tissue.

Statistical analysis. All data were analyzed by variance analysis using the R 3.2.5 program (R Core Team, 2018). Means were compared by Tukey HSD multiple range test at a 95% significance level.

RESULTS AND DISCUSSION

Protein content. Total soluble protein concentration was similar in colonized and non-colonized sorghum plants under well-watered conditions as shown in Figure 1. However, water deficit caused a significant increase in total soluble protein in non-colonized and *G. clarum* colonized plants under water deficit, compared with their respective control (Figure 1). This increase agrees with the enhanced protein content reported in maize colonized with *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices* under four levels of water deficit (Samiappan *et al*., 2021). On the contrary, no significant changes were observed in sorghum plants colonized with the Consortium of mycorrhizal fungi (Figure 1). This behavior is consistent with results found in water deficit tolerant plants, where protein content did not change in response to drought (Ogbada *et al*., 2014). These observations are supported by a previous study (Olalde-Portugal *et al*., 2020) since physiological traits in sorghum plants under water deficit conditions were more affected in non-colonized plants than in mycorrhizal Consortium colonized plants.

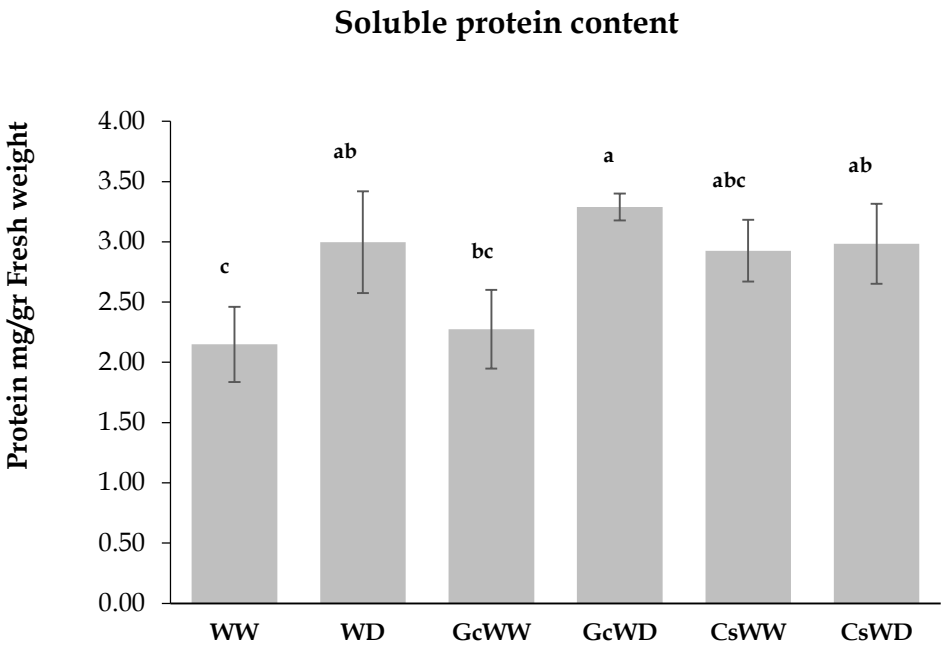


Figure 1. Protein concentration in leaves of sorghum plants colonized and not-colonized by *G. clarum* and mycorrhizal Consortium under well-watered and water deficit conditions. The same letter on the bars means no significant differences among treatments according to the Tukey HSD test ($p \leq 0.05$). WW = well-watered; WD=water deficit; GcWW=*G. clarum* in well-watered; GcWD=*G. clarum* in water deficit; CsWW=mycorrhizal Consortium in well-watered; CsWD=mycorrhizal Consortium in water deficit.

Amino acid content. Different accumulation profiles of amino acids such as proline, tryptophan, lysine, glycine, and serine were found among the different treatments (Figure 2). In general, the osmoprotective role of amino acids during water deficit has been reported in many plant species (Hildebrandt *et al*., 2015). Proline content increased under water deficit in colonized and non-colonized plants, reaching higher values in colonized plants (Figure 2A). Similar results have been found under water deficit in leaves of *Solanum lycopersicum* plants colonized with *Funneliformis mosseae* and *Rhizophagus intraradices* (Chitarra *et al*., 2016). Tryptophan was detected in all water deficit treatments (Figure 2B), in concordance with the increase of tryptophan found in leaves of spring wheat subjected to water deficit for a week (Michaletti *et al*., 2018).

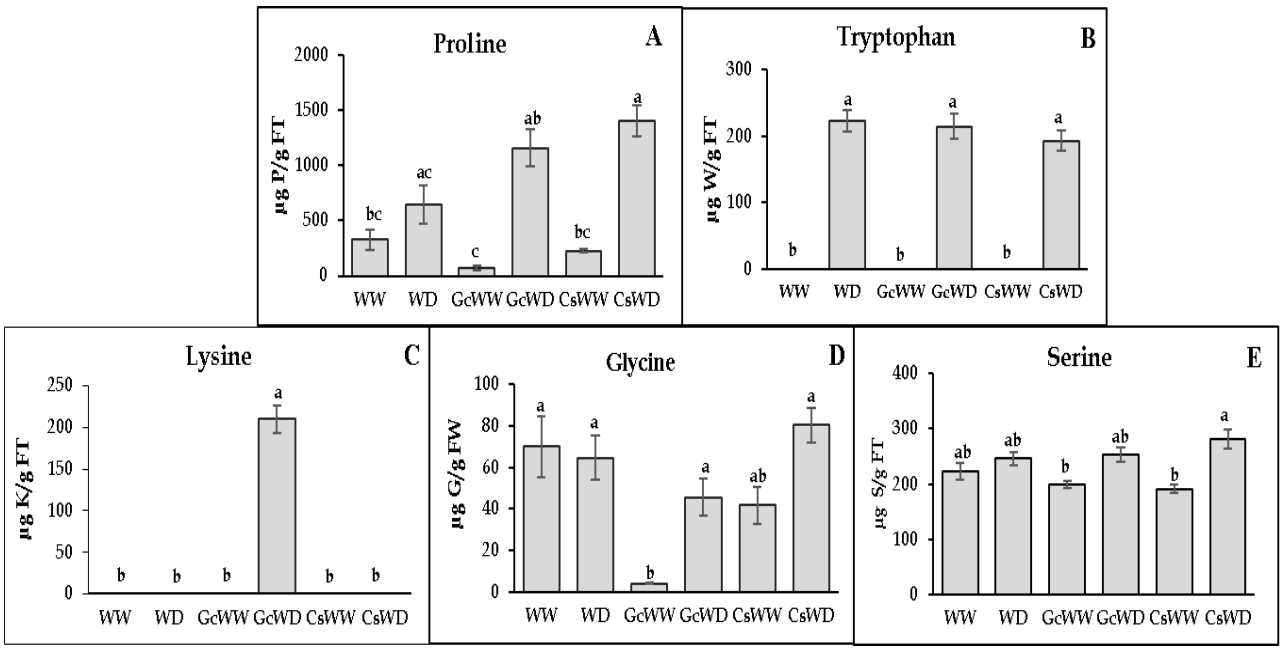


Figure 2. Differences in amino acid content in leaves of sorghum plants colonized and not-colonized by *G. clarum* and mycorrhizal Consortium under well-watered and water deficit conditions. The same letter on the bars means no significant differences among treatments according to the Tukey HSD test ($p \leq 0.05$). WW=well-watered; WD=water deficit; GcWW=*G. clarum* in well-watered; GcWD=*G. clarum* in water deficit; CsWW=mycorrhizal Consortium in well-watered; CsWD=mycorrhizal Consortium in water deficit.

Surprisingly, *G. clarum* colonized plants under water deficit showed a high level of lysine, in the rest of the treatments, lysine was not detected (Figure 2C). Similarly, an increase of lysine was reported in leaves of wheat, potato, and safflower in soil with 50% of the field capacity (Kishor *et al.*, 2020). Glycine increased in response to water deficit in plants colonized with both *G. clarum* and mycorrhizal Consortium (Figure 2D). In other study, leaves of *Zea mays* recorded an increase of glycine in non-colonized and *G. intraradices* colonized plants under water deficit for three weeks (Kizhaeral *et al.*, 1995).

Serine showed a significant increase under water deficit in plants colonized with the mycorrhizal Consortium (Figure 2E). In the same way, a significant increase of serine was reported in leaves of different plant species colonized with *Rhizophagus irregularis*, compared to non-colonized plants (Schweiger *et al.*, 2014). As it was shown, the accumulation profiles of amino acids are very variable and depend on the plant species, the genotype of the mycorrhizal fungi, and the environmental conditions.

CONCLUSIONS

Results indicate that total soluble protein content and the accumulation profile of amino acids in leaves of sorghum were different for each type of mycorrhizal fungi used and the changes depend on the severity of water deficit sensed by plants.

REFERENCES

Abraham E, Hourton-Cabassa C, Erdei L, Szabados L. (2010). Methods for determination of proline in plants. Methods Mol Biol, 639.

Akhtar MS, Siddiqui ZA (2008). Arbuscular mycorrhizal fungi as potential bioprotectants against plant pathogens. In: Siddiqui ZA, Akhtar MS, Futai K. (eds) Mycorrhizae: Sustainable Agriculture and Forestry. Springer Netherlands Dordrecht.

Chitarra W, Pagliarani C, Maserti B, Lumini E, Siciliano I, Cascone P. (2016). Insights on the impact of arbuscular mycorrhizal symbiosis on tomato tolerance to water stress. Plant Physiol. 171, 1009–1023.

FAOSTAT. (2021). Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. from http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/visualize. (Verified May 2021).

Hildebrant TM, Nunes-Nesi A, Araúju ML, Braun HP. (2015). Amino acid Catabolism in Plants. Molecular Plant, 8, 1563-1579.

Kishor PBK, Suravajhala R, Rajasheker G, Marka N, Shridhar KK, Dhulala D, Scinthia KP, Divya K, Doma M, Suravajhala P, Polavarapu R. (2020). Lysine, lysine-rich, serine, and serine-rich proteins: Link between metabolism, development, and abiotic stress tolerance and the role of ncRNAs in their regulation. Front. Plant Sci. 11:546213.

Kizhaeral SS, Charest C. (1995). Influence of arbuscular mycorrhizae on the metabolism of maize under drought stress. Mycorrhiza, 5:273-278.

Lenoir I, Fontaine J, Sahraoui ALH. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungal responses to abiotic stresses: a review. Phytochemistry 123:4-15

Michaletti A, Reza NM, Zolla L, Rinalducci S. (2018). Metabolomics and proteomics reveal drought-stress responses of leaf tissues from spring wheat. Sci. Rep., 8(1), 5710.

Mitra J. (2001). Genetics and genetic improvement of drought resistance in crop plants. Current Science 80: 758-763.

Ogbada CC, Stepien P, Hohnson GN (2014). Sorghum (*Sorghum bicolor*) varieties adopt strongly contrasting strategies in response to drought. Physiol. Plant., 152:389-401.

Olalde-Portugal V, Cabrera PJ., Gastelum AA, Guerrero RA, Winkler R, Valdés RS. (2020). Proteomic analysis and interactions network in leaves of mycorrhizal and nonmycorrhizal sorghum plants under water deficit. Peer J, 8: e8991.

R Core Team. 2018. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Available at http://www.R-project.org/.

Samiappan SC, Mahalakshmi P, Pandiyan R. (2021). Impact of mycorrhizal soil fertility proteins and arbuscular mycorrhizal application to combat drought stress. J. Plant Biochem. Biotechnol., 30:906-917.

Schweiger R, Baier MC, Persicke M, Muller C. (2014). High specificity in plant leaf metabolic responses to arbuscular mycorrhiza. Nature, S:3886.

Sun X, Shi J, Ding G. (2017). Combined effects of arbuscular mycorrhiza and drought stress on plant growth and mortality of forage sorghum. Appl. Soil Ecol. 119:384-391.

Wipf D, Krajinski F, van Tuinen D, Recorbet G, Courty PE. (2019). Trading on the arbuscular mycorrhiza market: from arbuscules to common mycorrhizal networks. New Phytologist, 223:1127-1142.

Zheng G, Jin W, Fan P, Feng X, Bai Y, Tao T, Yu L. (2015). A novel method for detecting amino acids derivatized with phenyl isothiocyanate by high-performance liquid chromatography-electrospray ionization mass spectrometry. Int. J. Mass Spectrom., 392:1-6.

BIOFILMS: CONCEPTO, DESARROLLO E IMPORTANCIA EN EL MANTENIMIENTO DE LAS FUNCIONES DEL SUELO

Tania González-Vargas [1]

[1]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México. tania.gonzalez@colpos.mx

RESUMEN

Los biofilms se definen como consorcios cooperativos de microorganismos que se desarrollan dentro de una matriz extracelular autoproducida y se asocian tanto a superficies bióticas y abióticas. Los biofilms han sido ampliamente estudiados en áreas como la medicina, industria; pero en el suelo se han investigado en menor magnitud. Por lo anterior, el objetivo del presente es brindar una reseña del concepto y desarrollo de los biofilms en componentes del suelo (materia orgánica, minerales, raíces, etc.). También se explican las ventajas adaptativas que adquieren los microorganismos al crecer dentro de un biofilm; la importancia de estas estructuras en procesos clave del funcionamiento del suelo y la generación de bioinoculantes.

PALABRAS CLAVE: *Componentes del suelo; matriz extracelular; superficies de colonización.*

CONCEPTO

Las bacterias poseen la capacidad de adherirse a las partículas y superficies bióticas (Costerton et al., 1999) y crecer como un consorcio cooperativo, dentro de una matriz extracelular de sustancias poliméricas de su propia síntesis (McDougald *et al.,* 2011). Estas estructuras son compuestas principalmente por polisacáridos, proteínas, lípidos y ADN (Altaf *et al.,* 2017). A estas formas de vida se les conoce como biofilm (biopelículas), y se han descrito como el segundo modo de crecimiento bacteriano más importante después de los organismos libres plantónicos (Costerton *et al.,* 1995). Además, estas estructuras se consideran que son uno de los modos más exitosos y ampliamente distribuidos de vida en la Tierra (Stoodley *et al.,* 2002).

DESARROLLO

El desarrollo de los biofilms microbianos incluye cinco pasos consecutivos: (1) adhesión reversible (2) e irreversible, (3) formación de microcolonias, (4) maduración y (5) dispersión (Stoodley *et al.,* 2002). Estos procesos se encuentran regulados por un sistema denominado quorum sensing, el cual es el mecanismo de comunicación entre las células microbianas (Irie y Parsek, 2008). Usualmente, las bacterias se desplazan hacia las superficies objetivo a través de flagelos, pili o fimbrias y fuerzas hidrodinámicas, gravitacionales, etc. (De Cesare *et al.,* 2020). La química de las superficies influencia la adhesión y la topografía permite la unión máxima de las células (Ansari *et al.,* 2017). En el estadio preliminar la adhesión microbiana es reversible, pero bajo la prolongada unión microbiana a la superficie, esta se vuelve

irreversible, lo cual es debido a la secreción de las sustancias extracelulares (Rafique *et al.*, 2015); lo que indica que el biofilm se ha establecido.

Por ello, el biofilm puede representar una etapa de ciclo de vida bacteriano en el suelo, caracterizada por la alta actividad metabólica; mientras que, la microcolonia es una etapa de latencia con baja actividad (Burmølle *et al.*, 2011). Los biofilms representan micronichos que permite a los microorganismos trabajar como una unidad funcional, cumpliendo tareas que no son posibles en su estado planctónico (Donlan y Costerton, 2002; Ahmad *et al.*, 2017). El entendimiento de la estructura del biofilm, su dinámica y función se ha convertido en una parte crucial no solo de la microbiología, sino también de otras áreas relacionadas.

Por lo anterior, la investigación de los biofilms microbianos es extensiva en varias áreas de la industria médica, alimenticia, ambiental, así como en aplicaciones biotecnológicas (Hall-Stoodley *et al.*, 2004; De Cesare *et al.*, 2020). No obstante, la importancia de los biofilms en suelos ha sido en gran parte ignorada (Cai *et al.*, 2019; Baveye, 2020). Desde la perspectiva de la microbiología del suelo, la investigación de los biofilms en el suelo es necesaria para establecer los fundamentos para su estudio y llevar este campo a una nueva era (Baveye, 2020).

Aunque las bacterias se distribuyen homogéneamente en el suelo, las densidades más altas se encuentran principalmente asociadas con raíces (Bais *et al.*, 2006), con materiales orgánicos en descomposición (Nunan *et al.*, 2003; Gutiérrez-Castorena *et al.*, 2016) e inclusive con hifas de hongos (Guennoc *et al.*, 2017). También, la relación que presentan con los minerales es destacable (Uroz *et al.*, 2015; Gutiérrez-Castorena *et al.*, 2016; Tavanei *et al.*, 2016) principalmente con algunas arcillas (Ma *et al.*, 2017; Cai *et al.*, 2018).

La matriz de exopolímeros en el suelo provee diferentes hábitats a microescala con diferentes gradientes de oxígeno, pH y nutrimentos (Flemming *et al.*, 2016); lo cual aunado a la heterogeneidad química y espacial de las condiciones edáficas, incrementa la dificultad de replicar las condiciones del biofilm del suelo (Cai *et al.*, 2019). Por esta razón, las investigaciones que se han realizado de biofilms en suelo se encuentran confinadas a análisis *in vitro*, que, si bien reflejan la estructura de la comunidad, el desarrollo y diferenciación de los biofilms (Ma *et al.*, 2017; De Cesare *et al.*, 2020) no es posible establecer su distribución espacial en diferentes componentes del suelo. Por el contrario, los que se llevan a cabo de manera *in situ* no tienen la capacidad de analizar la composición del biofilm ni tampoco su desarrollo. Por ello, existe la creciente necesidad de generar metodologías que permitan investigar a detalle los biofilms en el suelo.

IMPORTANCIA

Los biofilms toman papeles muy importantes en el mantenimiento del equilibrio ecológico en el suelo. Muchos beneficios están asociados con su modo de crecimiento, en comparación con el modo planctónico tal como: protección contra la desecación o depredación (protozoos principalmente). Adicionalmente los microorganismos del suelo juegan un papel esencial en la mineralización de los nutrimentos, en la biorremediación y pueden ayudar a la planta a tolerar tanto el estrés biótico como el abiótico (Solanki *et al.*, 2020).

Los biofilms microbianos son predominantemente compuestos de polisacáridos, por lo cual es posible que estos favorezcan las propiedades físicas del suelo, como la agregación (Lehmann *et al.*, 2017), reducción de la densidad aparente, mayor retención de humedad (Or *et al.*, 2007) e incremento de nutrimentos en suelos en la rizosfera de la planta (Velmourougane *et al.*, 2017). Además, la intemperización de los minerales es promovida (Tavanaei *et al.*, 2016), así como la degradación y captura de carbono (Jass *et al.*, 2002; Vidal *et al.*, 2018).

Las bacterias formadoras de biofilms pueden tener un importante papel en la promoción del crecimiento de las plantas y el biocontrol de agentes para asegurar una agricultura sustentable. El biofilm mejora la salud y el crecimiento de las plantas a través del incremento de la producción de hormonas del crecimiento (Kour *et al.*, 2020).

Las interacciones entre la planta hospedera y los microorganismos representan factores clave en la fertilidad y calidad del suelo; así como, en la productividad de la planta (Souza *et al.*, 2015; Barriuso, 2017). El entendimiento de los procesos responsables de la composición y dinámica microbiana y su posterior manejo representa una vía para contribuir a una agricultura más benigna, con microorganismos del suelo que estimulen el crecimiento de las plantas y supriman eficazmente a los patógenos (Mauchline y Malone, 2017). Aunado a lo anterior, esta práctica conllevaría a la reducción de la dependencia del uso de químicos en la agricultura (Souza *et al.*, 2015), y sería un paso esencial, no solo para asegurar la productividad sino también para salvaguardar la salud humana (Mendes *et al.*, 2013).

Por lo anterior, el desarrollo de biofilms *in situ* es una tecnología prometedora, al tener un inmenso potencial para proporcionar beneficios múltiples. Además, estas estructuras son vitales para la implementación exitosa de la tecnología de bioinoculantes (Souza *et al.*, 2015). Sin embargo, las investigaciones del establecimiento de los biofilms inoculados sobre la superficie de las raíces, su efecto en las actividades enzimáticas de la planta y la disponibilidad de nutrimentos en la rizosfera ha sido escasamente reportado (Velmourougane *et al.*, 2017). Ramos-Solano *et al.* (2008) mencionan que la efectividad de las bacterias promotoras del crecimiento vegetal en el crecimiento y aptitud de la planta depende de la colonización y persistencia de la bacteria en la rizosfera y solo puede alcanzarse con el establecimiento del biofilm (Barriuso, 2017). Por lo que, este tópico representa una necesidad secundaria para evaluar la eficiencia de la inoculación cuando se utilizan microorganismos promotores del crecimiento vegetal.

CONCLUSIONES

Los biofilms han sido analizados intensivamente en áreas como la medicina, la industria, alimentos, etc. Sin embargo, en el suelo han sido investigados en menor magnitud y confinados principalmente al análisis *in vitro*, dada la alta complejidad del sistema edáfico. Los biofilms en el suelo confieren ventajas a los microorganismos con respecto a su estado planctónico, como es la disponibilidad de nutrimentos, protección contra las condiciones ambientales adversas, los depredadores etc. Adicionalmente, estos se encuentran implicados en el mantenimiento de las funciones del suelo, tales como degradación de compuestos orgánicos, aumento de la fertilidad, incremento de la estabilidad de los

agregados, así como el papel que pueden tener en la mejora de bioinoculantes para asegurar una agricultura sustentable.

BIBLIOGRAFÍA

Ahmad, I., Khan, M.S., Altaf, F.A., Qais, M.M., Ansari, F.A., Rumbaugh, K.P., 2017. Biofilms: An Overview of Their Significance, in: Ahmad I., Husain, F. M. (Eds.), Plant and Soil Health Biofilms in Plant and Soil Health. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 1-26.

Ansari, F.A., Jafri, H., Ahmad, I., Albureesh, H.H., 2017. Factors affecting biofilm formation in *in vitro* and in the rizhosphere, in: Ahmad I., Husain, F. M. (Eds.), Plant and Soil Health Biofilms in Plant and Soil Health. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 275-290.

Altaf, M.M., Ahmad, I., Khan, M.S.A, Grohmann, E., 2017. Bacillus Biofilms and Their Role in Plant Health, in: Ahmad I., Husain, F.M. (Eds.), Biofilms in Plant and Soil Health. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. pp. 55-67.

Bais, H.P., Weir, T.L., Perry, G.L., Gilroy, S., Vivanco, J.M., 2006. The role of exudates in rizhosphere interactions with plants and other organisms. Annu. Rev. Plant Biol. 57, 233-266.

Barriuso, J., 2017. Quorum sensing mechanisms in rhizosphere biofilms. Biofilms: An Overview of Their Significance in Plant and Soil Health, in: Ahmad I. y Husain F. M. (Eds.). Biofilms in Plant and Soil Health John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. pp 1-26.

Baveye, P.C., 2020. "Soil biofilms": Misleading description of the spatial distribution of microbial biomass in soils. Soil Ecol. Lett. 2, 2-5.

Burmølle, M., Kjøller, A., Søren. J., 2011. Biofilms in soil, in: Glinski, J., Horabik, J., Lipiec, J. (Eds.), Encyclopedia of Agrophysics. Springer, The Netherlands. pp. 70-74.

Cai, P., Liu, X., Ji, D., Yang, S., Walker, S. L., Wu, Y., Gao, C., Huang, Q., 2018. Impact of soil clay minerals on growth, biofilm formation, and virulence gene expression of Escherichia coli O157: H7. Environ. Pollut. 243, 953-960.

Cai, P., Sun, X., Wu, Y., Gao, C., Mortimer, M., Holden, P.A., Redmile-Gordon, M., Huang, Q., 2019. Soil biofilms: microbial interactions, challenges, and advanced techniques for ex situ characterization. Soil Ecol. Lett. 1, 85-93.

Costerton, J. W., Lewandowski, Z., Caldwell, D. E., Korber, D. R., Lappin-Scott, H. M., 1995. Microbial biofilms. Annu. Rev. Microbiol. 49, 711–745.

Costerton, J.W., Stewart, P.S., Greenberg, E.P., 1999. Bacterial biofilms: a common cause of persistent infections. Science 284:1318–1322.

De Cesare, F., Di Mattia, E., Zussman, E., Macagnano, A. 2020. A 3D soil-like nanostructured fabric for the development of bacterial biofilms for agricultural and environmental uses. Environ. Sci. Nano 7, 2546-2572.

Donlan, R.M., Costerton. J.W., 2002. Biofilms: survival mechanisms of clinically relevant microorganism. Clin. Microbiol. Rev. 15, 167-193.

Flemming, H.C., Wingender, J., Szewzyk, U., Steinberg, P., Rice, S.A., Staffan, K., 2016. Biofilms: an emergent form of bacterial life. Nat. Rev. Microbiol. 14, 563-575.

Guennoc, C. M., Rose, C., Labbé, J., Deveau. A., 2017. Bacterial biofilm formation on soil fungi: a widespread ability under controls? FEMS Microbiol. Ecol. 94(7).

Gutiérrez-Castorena, E.V., Gutiérrez-Castorena, M.C., González-Vargas, T., Cajuste-Bontemps, L., Delgadillo-Martinez, J., Suástegui-Méndez, E., Ortiz-Solorio, C.A., 2016. Micromapping of microbial hotspots and biofilms from different crops using digital image mosaics of soil thin sections. Geoderma 279, 11-21.

Hall-Stoodley, L., Costerton, J.W., Stoodley, P., 2004. Bacterial biofilms: from the natural environment to infectious diseases. Nat. Rev. Microbiol. 2, 95–108.

Irie, Y., Parsek, M.R., 2008. Quorum sensing and microbial biofilms. Curr. Top. Microbiol. Immunol. 322, 67-84.

Jass, J., Roberts, S.K., Lappin-Scott, H.M., 2002. Microbes and enzimes in biofilms, in: Burns, R.G., Dick, R.D. (Eds.), Enzimes in the Environment Activity, Ecology and Applications. Marcel Dekker Inc, New York, USA, pp. 307-326.

Kour, D., Rana, K., Kaur, T., Yadav, A.N., Rastegari, A.A., Saxena, A.K., 2020. Microbial biofilms: Functional annotation and potential applications in agriculture and allied sectors, in: Gupta, V. (Ed.), New and future developments in microbial biotechnology and bioengineering: microbial biofilms. Elsevier, The Netherlands, pp. 283-301.

Lehmann, A., Zheng, W., Rillig, M.C., 2017. Soil biota contributions to soil aggregation. Nat. Ecol. Evol. 1, 1828-1835.

Ma, W., Donghai, P., Walker, S.L., Cao, B., Gao, C.H., Huang, Q., Cai, P., 2017. Bacillus subtilis biofilm development in the presence of soil clay mineral and iron oxides. NPJ Biofilms Microbiomes 4.

Mendes, R, Garbeva, P., Raaijmakers, J.M., 2013. The rhizosphere microbiome: significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. FEMS Microbiol. Rev. 37, 634–663.

Mauchline, T.H., Malone, J.G., 2017. Life in earth — the root microbiome to the rescue?. Curr. Opin. Microbiol. 37, 23-28.

McDougald, D., Rice, A.S., Barraud, N., Steinberg, P.D., Kjelleberg, S., 2011. Should we stay or should we go: mechanism and ecological consequences for biofilm dispersal. Nat. Rev. 10, 39-50.

Nunan, N., Wu, K. Young, I.M., Crawford, J.W., Ritz. K., 2003. Spatial distribution of bacterial communities and their spatial distribution of bacterial communities and their relationships with the micro-architecture of soil. FEMS Microbiol. Ecol. 44, 203–215.

Or, D., Phutane, S., Dechesne, A., 2007. Extracellular polymeric substances affecting pore-scale hydrologic conditions for bacterial activity in unsaturated soils. SSSAJ 6, 298-305.

Rafique, M., Hayat, K., Mukhtar, T., Khan, A. A., Afridi, M. S., Hussain, T., Chaudhary, H. J., 2015. Bacterial biofilm formation and its role against agricultural pathogens. The battle against microbial pathogens: Basic Science, Technological advances and educational programs. Spain: Formatex research Center, 373-382.

Ramos-Solano B., Barriuso-Maicas, J., Pereyra de la Iglesia, M.T., Domenech J., Gutiérrez-Manero, F.J., 2008. Systemic disease protection elicited by plant growth promoting rhizobacteria strains: Relationship between metabolic responses, systemic disease protection, and biotic elicitors. Phytopathology 98, 451–457.

Redmile-Gordon, M.A., Brookes, P.C., Evershed, R.P., Goulding, K.W.T., Hirsch, P.R., 2014. Measuring the soil-microbial interface: Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) from soil biofilms. Soil Biol. Biochem. 72, 163-171.

Solanki, M.K., Solanki, A. C., Kumari, B., Kashyap, B. K., Singh, R.K., 2020. Plant and soil-associated biofilm-forming bacteria: Their role in green agriculture, in: Gupta, V. (Ed.). New and future developments in microbial biotechnology and bioengineering: microbial biofilms. Elsevier, The Netherlands, pp. 151-164.

Stoodley, P., Sauer, K., Davies, D.G., Costerton, J.W., 2002. Biofilms as complex differentiated communities. Ann. Rev. Microbiol. 56, 187-209.

Souza, R., Ambrosini, A., Passaglia, L.M., 2015. Plant growth promoting bacteria as inoculants in agricultural soils. Genet. Mol. Biol. 38, 401-419.

Tavanaei, M., Shirvani, M., Bakhtiary, S., 2016. Adhesion de Pseudomonas putida onto palygorskite and sepiolite clay minerals. Geomicrobiol. J. 34, 677-686.

Velmourougane, K., Prasanna, R., Saxena, A.K., 2017. Agriculturally important microbial biofilms: Present status and future prospects. J Basic Microbiol. 57, 548–573.

Vidal, A., Hirte, J., Bender, S.F., Mayer, J., Gattinger, A., Hoschen, C., Schadler, S., Iqbal, T.M., Mueller, C.W., 2018. Linking 3D soil structure and plant-microbe-soil carbon transfer in the rizhosphere. Front. Environ. Sci. 6, 1-14.

Uroz, S., Kelly, L.C., Turpault, M. P., Lepleux, C., Frey-Klett, P., 2015. The mineralosphere concept: mineralogical control of the distribution and function of mineral associated bacterial communities. Trends Microbiol. 23, 751–762.

ATRIBUTOS FUNCIONALES DE LOS HMA Y LOS HESO EN *Eugenia winzerlingii,* EN LA SELVA BAJA INUNDABLE DE CALAKMUL.

Yuriko Pilar Cruz Koizumi [1]; Francisco Javier Álvarez Sánchez [1]; Alejandro Morón Ríos [2]; Noé Manuel Montaño Arias [3]; Alejandro Alarcón [4]

[1] Universidad Nacional Autónoma de México. Investigación Científica, C.U., Coyoacán, Ciudad de México, México. C.P. 04510.
[2] El Colegio de la Frontera Sur. Av. Rancho, polígono 2A Ciudad Industrial de Lerma, San Francisco de Campeche, Campeche. C.P. 24500.
[3] Universidad Autónoma Metropolitana, San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa. México. C.P. 09340.
[4] Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco km 36.5 Montecillo, Edo de Méx. México C.P. 56230.

RESUMEN

Los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) y los hongos endófitos septados obscuros (HESO´s) contribuyen en diversas funciones en la dinámica del suelo y el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, esta red de hifas, que vincula las raíces con el suelo, es sensible a los cambios físicos, químicos y ambientales, especialmente en un ambiente altamente estacional como lo es la selva baja inundable (SBI) un ambiente único de la península de Yucatán. Con el objetivo de probar el efecto de la estacionalidad sobre los atributos funcionales de los HMA y los HESO´s, se utilizó como modelo la especie *Eugenia winzerlingii,* una especie dominante y en el banco de plántulas. Para lo cual, se colectaron 30 individuos por temporada (lluvias del 2020 y secas 2021). Las variables de crecimiento funcional de la especie vegetal no cambiaron entre estaciones, pero la colonización por HMA y HESO´s si mostró un cambio estacional, presentando en general una mayor colonización (63%) y formación de estructuras intrarradicales durante la temporada de lluvias con inundación, mientras que durante la temporada de secas fue menor (46% de colonización). La colonización por HESO´s fue similar a la colonización por HMA. Abordar el entendimiento de la ecología funcional desde la perspectiva de los atributos y la variación espacio-temporal de la actividad fúngica permiten establecer un vínculo entre la dinámica de las comunidades de HMA y HESO´s y su relación con el suelo, el desarrollo de las comunidades de las plantas y en general con el funcionamiento del ecosistema.

PALABRAS CLAVE: *Banco de plántulas; colonización de raíces; estacionalidad; suelo.*

INTRODUCCIÓN

Dentro del rubro de las interacciones biológicas, el rol que juegan los microorganismos del suelo es indispensable para el ciclaje de nutrimentos y en general para el funcionamiento del ecosistema (Geisen et al., 2019). Los HMA y su biota asociada, no son la excepción. Abordar y comprender su función a nivel de comunidad y su participación a través de sus atributos, nos permitirá entender su papel en la dinámica del suelo (van der Heijden and Scheublin, 2007).

La importancia de evaluar los atributos funcionales, radica en que permiten establecer un vínculo entre el impacto y la dinámica de las comunidades de plantas, HMA y HESO´s con el funcionamiento de ecosistemas altamente estacionales (van der Heijden and Scheublin, 2007; Powell and Rillig, 2018; Chaudhary et al., 2022).

Los HMA contribuyen en diversas funciones: favorecen la absorción de los nutrimentos, brindan mayor tolerancia a factores estresantes, ayudan a la protección contra patógenos e incrementan la producción de sustancias promotoras del crecimiento y biomasa vegetal (Lenoir et al., 2016).

Los HMA y los HESO´s se encuentran presentes en todos los suelos y forman asociaciones simbióticas con las raíces de la mayoría de las plantas. Los HMA tienen la capacidad de formar estructuras inocuas dentro de las raíces de las plantas que colonizan (Willis et al., 2013; Tedersoo et al., 2020). Sin embargo, el papel de los HESO´s en el ecosistema todavía no está del todo claro ya que pueden tener efectos positivos, neutrales o negativos hacia la planta, dependiendo de la vegetación, la especie fúngica que se asocia y de las características del suelo (Heredia-Acuña et al., 2014).

En ambientes con alta estacionalidad y ciclos de sequía e inundación, estas características fungen como filtro ambiental (Mendoza-Arroyo et al., 2020), ya que son un factor que afecta negativamente la sobrevivencia, el crecimiento y el desarrollo de las plantas y de los microrganismos del suelo. La distribución de especies en estos sitios está restringida a aquellas especies adaptadas a tolerar esta dinámica (Wang et al., 2016). En la Península de Yucatán, en áreas con características florísticas y edafológicas muy particulares, se desarrolla la SBI, presenta suelos que se sobresaturan de agua de lluvia una parte del año, mientras que en la temporada de secas presentan hendiduras y agrietamientos debido a su alto contenido de arcillas (Tun-Dzul et al., 2008), ello puede ocasionar cambios en la disponibilidad de nutrimentos, ausencia o sobresaturación de agua y por ende podría modificar los atributos funcionales de los HMA y los HESO´s.

Es por esto que el objetivo del presente trabajo es evaluar el efecto de la estacionalidad en la efectividad de la colonización y desarrollo de los atributos funcionales de los HMA y de los HESO´s en el desarrollo de la especie *E. winzerlingii,* especie dominante en el banco de plántulas en ambas estaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: La SBI se localizan en la región sur de la Península de Yucatán (PY) en México, en un intervalo altitudinal de 0 a 250 m snm. Clima Aw, temperatura media anual de 25 °C y precipitación anual de 500 a 2,500 mm. Los suelos son de tipo Gleysol, presenta un alto contenido de arcillas y materia orgánica, con mal drenaje, confiriéndole la cualidad de inundable en la temporada de lluvias (Martínez and Galindo-Leal, 2002; Palacio-Aponte et al., 2002).

Diseño de muestro: La SBI de Balam Ku, cuenta con una alta densidad de individuos de la especie *Eugenia winzerlingii*. Para el muestreo se colocaron 6 cuadros de 1m² con un número similar de plántulas de especie, el muestreo se llevó a cabo en el mes de noviembre de 2020 correspondiente a la temporada de lluvias y el re-muestreo en el mes de mayo de 2021, correspondiente a la temporada de secas.

La densidad de plántulas, tasa de crecimiento relativo, altura y numero de hojas. pertenecientes al banco de plántulas, se estimaron contabilizando el total de las plántulas por metro cuadrado para estimar la abundancia, posteriormente, se marcaron y registraron 17 plántulas por cuadro, de las cuales se midió su la altura en cm (n=102) y registró el número de hojas (n=102), se le dio seguimiento en la siguiente temporada para determinar la tasa de cambio estacional por individuo.

La relación raíz-vástago y longitud de raíz se evaluó por temporada, con la colecta de 30 plántulas, de los cuales se midieron la longitud de vástago y la longitud de raíz (cm) y se contabilizó el número de hojas.

La colonización en raíces por HMA y HESO´s y la dependencia a la colonización se realizó en las raíces de 30 plántulas por cuadro. La evaluación colonización de HMA y HESO´s se realizó mediante el método de aclareo con KOH y tinción con azul de tripano, siguiendo los procedimientos descritos por Moreira et al., 2012.

Para los análisis estadísticos se utilizó un análisis de varianza de una vía y se compararon las medias de tratamiento mediante la comparación múltiple de Tukey, usando el paquete estadístico de R versión 3.1.2 (2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con respecto a la densidad de plántulas, supervivencia, tasa de crecimiento relativo, altura y numero de hojas de plántulas de *E. winzerlingii*. El promedio de plántulas, por metro cuadrado fue de 65.33 plántulas. Durante el cambio de estación, ninguna de las plántulas marcadas murió, presentando una supervivencia del 100%.

La altura que presentaron las plántulas en la temporada de lluvias fue de 8.96 ±2.22 cm, mientras en la temporada de secas fue de 8.67 ±2.26 cm.

Solo el 26.5% de las plántulas incrementaron su altura presentando una tasa de crecimiento relativa (Tcr) de 0.294 ±0.16 mm por mes. El promedio de hojas que presentaron las plántulas durante la temporada de lluvias (nov 2020) fue de 13.91 ±5.7 mientras que durante la temporada de secas (mayo 2021) fue de 14.8 ±6.5 hojas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Altura, numero de hojas y longitud de la raíz de las plántulas de *E. winzerlingii*.

	T lluvias (n=30)	T secas (n=30)	*P*	EE
R/V	1.67± 0.6 a	1.28±0.4 b	0.00 *	0.55
Vástago	7.2 ± 1.3 b	8.0 ±1.4 a	0.02 *	1.36
No. hojas	12.1± 4.1 b	15.7 ±4.9 a	0.00 *	1.36
Raíz cm	11.96 ± 4.8	9.93 ± 2.54	0.07	0.56

T lluvias: temporada 2020, T secas: temporada 2021; R/V hace referencia el cociente raíz/vástago. Prueba de ANOVA 2 vías; ab literales distintas difirieron significativamente ($p<0.05$); interacción entre factores; EE: error estándar.

Se presentaron en ambas estaciones estructuras intrarradicales de HMA y HESO´s. En general se observó una mayor colonización de HMA y formación de estructuras intrarradicales (hifas, vesículas, arbúsculos y esporas) durante la temporada de lluvias.

Se observaron diferencias estadísticamente significativas en el porcentaje de colonización por hifas, vesículas y arbúsculos (p=0.000, p=0.010 y p=0.000 respectivamente), con porcentajes del 63%, 34% y 22% en la temporada de lluvias mientras que durante la temporada de secas fue de 48%, 25% y 11%.

Con respecto al porcentaje de esporas intrarradicales, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas (p=0.07).

La colonización por HESO´s resultó estadísticamente significativa (p=0.001); siendo mayor en la temporada de lluvias (75%) mientras que en la temporada de secas presentó el 65% de colonización. Siendo mayor la presencia de HESO´s que de HMA en ambas estaciones (Cuadro 2).

Cuadro 2. Efecto de la estacionalidad sobre la colonización por HMA y HESO´s en raíces de *E. winzerlingii.*

	T lluvias (n=30)	**T secas (n=30)**	***p***	***EE***
Hifas HMA	63.70± 12.4 a	48.92±14.1b	0.000***	13.34
Vesículas	34.52 ± 12.1 a	25.59 ±13.9 b	0.010*	13.09
Arbúsculos	22.22 ± 9.4 a	11.70 ± 8.1 b	0.000***	8.84
Esporas	5.66 ± 5.1	3.34 ± 3.6	0.071	0.12
HESO´s	75.78 ± 10.5	65.19 ±14.2	0.001*	12.56

Variables de colonización expresadas en porcentaje; T lluvias: temporada 2020, T secas: temporada 2021. Prueba de ANOVA 2 vías; ab literales distintas difirieron significativamente (p<0.05); interacción entre factores NS: no significativa; EE: error estándar. HMA: hongo micorrizógenos arbuscular, HESO: Hongo endófito septado obscuro.

Los HMA y los HESO´s son un componente esencial en el suelo y forman un vínculo funcional importante entre el suelo y las plantas, favoreciendo el ciclaje de nutrimentos, estructurando la comunidad vegetal e influyen en la dinámica de los ecosistemas (Yang et al., 2010; Heredia-Acuña et al., 2014; Powell and Rillig, 2018).

Los HMA tienden a responder diferencialmente a factores estresantes como la sequía, la inundación o incluso la ausencia o sobre presencia de algún nutrimento clave (Ramírez-Viga et al., 2018; Diagne et al., 2020). A diferencia de los resultados mostrados por Fusconi and Mucciarelli (2018), en donde determinaron una menor colonización por HMA en zonas inundadas con respecto a zonas secas, y también respecto a los resultados obtenidos por Wang et al., (2016) en los cuales reportaron una disminución de la colonización conformé aumentó el régimen de agua; especialmente en sitios donde la inundación era más prolongada, en el presente trabajo se encontró una mayor colonización por HMA durante

el periodo de inundación correspondiente a la temporada de lluvias. Lo que contradice que tanto la profundidad como la duración de la inundación son variables que alteran negativamente la colonización y la formación de estructuras auxiliares, como vesículas y arbúsculos (Tuheteru and Wu, 2017), debido a que se restringe el suministro de oxígeno y disminuye la efectividad de colonización de nuevas raíces (Wang et al., 2016), variables que quedan pendientes de ser evaluadas.

CONCLUSIONES

La estacionalidad influye sobre los atributos funcionales de los HMA y de los HESO´s, reduciendo su actividad durante la estación seca. A pesar de que otros autores han observado un efecto positivo de los atributos funcionales de los HMA entre los periodos de no inundación, los resultados muestras lo contrario en el ecosistema de la SBI, aún hace falta más información sobre el papel de HESO´s, ya que en estos ecosistemas su colonización intrarradical es semejante a la colonización por HMA.

BIBLIOGRAFÍA

Chaudhary, V.B., Holland, E.P., Charman-anderson, S., Guzman, A., Bell-dereske, L., Cheeke, T.E., Corrales, A., Duchicela, J., Egan, C., Gupta, M.M., Hannula, S.E., Hestrin, R., Hoosein, S., Kumar, A., 2022. What are mycorrhizal traits?, Trends in Ecology & Evolution. Elsevier Ltd.

Diagne, N., Ngom, M., Djighaly, P.I., Fall, D., Hocher, V., Svistoonoff, S., 2020. Roles of arbuscular mycorrhizal fungi on plant growth and performance: importance in biotic and abiotic regulation. Diversity 12, 1–25.

Fusconi, A., Mucciarelli, M., 2018. How important is arbuscular mycorrhizal colonization in wetland and aquatic habitats? Environ. Exp. Bot. 155, 128–141.

Geisen, S., Briones, M.J.I., Gan, H., Behan-Pelletier, V.M., Friman, V.-P., de Groot, G.A., Hannula, S.E., Lindo, Z., Philippot, L., Tiunov, A. V., Wall, D.H., 2019. A methodological framework to embrace soil biodiversity. Soil Biol. Biochem. 136, 107536.

Heredia-Acuña, C., Alarcón, Alejandro Hernández-Cuevas, L.V., Ferrera-Cerrato, R., Almaraz-Suarez, J.J., 2014. Diversidad, ecología e importancia potencial de los hongos endófitos septados obscuros en México. Bot. Sci. 92, 321–333.

Lenoir, I., Fontaine, J., Lounès-Hadj Sahraoui, A., 2016. Arbuscular mycorrhizal fungal responses to abiotic stresses: A review. Phytochemistry 123, 4–15.

Martínez, E., Galindo-Leal, C., 2002. La vegetación de Calakmul, Campeche, México: clasificación, descripción y distribución. Bol. Soc. Bot. México 71, 7–32.

Mendoza-Arroyo, G.E., Morón-Ríos, A., González-Espinosa, M., Alayón-Gamboa, J.A., Macario-Mendoza, P.A., 2020. La supervivencia y desarrollo de plántulas de B*rosimum alicastrum* (Moraceae) y *Psidium sartorianum* (Myrtaceae) difieren en condiciones de inundación. Acta Bot.

Moreira, F., Huising, E.J., Bignell., D.E., 2012. Manual de biología de suelos tropicales, Instituto. ed, Instituto Nacional de Ecología, México. México DF.

Palacio-Aponte, G.A., Noriega-Trejo, R., Zamora-Crescendo, P., 2002. Caracterización físico-geográfica del paisaje conocido como "bajos inundables". El caso del Área Natural

Protegida Balamkín, Campeche. Investig. Geográficas, Boletín del Inst. Geogr. UNAM 49, 57–73.
Palacio, A.A.G., Noriega, T.R., Zamora, C.P., 2002. Caracterizacion fisico-geografica del paisaje conocido como "bajos inundables". El caso del area Natural Protegida Balamkin, Campeche. Investig. Geogr. 57–73.
Powell, J.R., Rillig, M.C., 2018. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem function. New Phytol. 220, 1059–1075.
Ramírez-Viga, T.K., Aguilar, R., Castillo-Argüero, S., Chiappa-Carrara, X., Guadarrama, P., Ramos-Zapata, J., 2018. Wetland plant species improve performance when inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi: a meta-analysis of experimental pot studies. Mycorrhiza 28, 477–493.
Tedersoo, L., Bahram, M., Zobel, M., 2020. How mycorrhizal associations drive plant population and community biology. Science (80-.). 367, 1–9.
Tuheteru, F.D., Wu, Q., 2017. Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Tolerance of Waterlogging Stress in Plants. Arbuscular Mycorrhizas and Stress Tolerance of Plants. Singapore., pp. 1–327.
Tun-Dzul, F.J., Vester, H., Duran Garcia, R., Schmook, B., 2008. Estructura arbarea y variabilidad temporal del NDVI en los "bajos inundables" de la Peninsula de Yucatan, Mexico. Polibotanica 69–90.
van der Heijden, M.G.A., Scheublin, T.R., 2007. Functional traits in mycorrhizal ecology: their use for predicting the impact of arbuscular mycorrhizal fungal communities on plant growth and ecosystem functioning. J. Compil. New Phytol. 174, 244–250.
Wang, Y., Li, Y., Bao, X., Björn, L.O., Li, S., Olsson, P.A., 2016. Response differences of arbuscular mycorrhizal fungi communities in the roots of an aquatic and a semiaquatic species to various flooding regimes. Plant Soil 403, 361–373.
Willis, A., Rodrigues, B.F., Harris, P.J.C., 2013. The Ecology of Arbuscular Mycorrhizal Fungi. CRC. Crit. Rev. Plant Sci. 32, 1–20.
Yang, C., Hamel, C., Schellenberg, M.P., Perez, J.C., Berbara, R.L., 2010. Diversity and functionality of arbuscular mycorrhizal fungi in three plant communities in semiarid Grasslands National Park, Canada. Microb. Ecol. 59, 724–733.

EFECTO DEL TIPO DE ACOLCHADO EN LA EFICIENCIA DEL USO DEL AGUA EN COLIFLOR

Omar García-Tavares[1,3]; Isabel Escobosa-García[1]; Blancka Yesenia Samaniego-Gámez[1]; Raúl Enrique Valle-Gough[1]; Juan Carlos Vázquez-Angulo[2]; Fidel Núñez-Ramírez[1*]

[1]Instituto de Ciencias Agrícolas de la Universidad Autónoma de Baja California. Carretera a Delta s/n, ejido Nuevo León. 21705 Mexicali, Baja California, México.
[2]Facultad de Ingeniería y Negocios San Quintín Baja California. Carretera Transpeninsular, Km 180.2, C.P. 22930, Ejido Padre Kino, San Quintín, Baja California, México.
[3] Estudiante de Ingeniería en Agronomía.
[*] Autor por correspondencia: fidel.nunez@uabc.edu.mx

RESUMEN

El tipo del acolchado en suelos reduce la evaporación del agua de riego del suelo al mismo tiempo que incrementa el rendimiento y la calidad de los productos cosechados, Sin embargo, lo anterior se encuentra condicionado al tipo de acolchado, ya sea de plástico o, de origen orgánico. Se realizó un experimento en el cultivo de coliflor (*Brassica oleracea* var. *Botrytis* L.) durante la temporada de 2021-2022, con el objetivo de evaluar su respuesta sobre la eficiencia en el uso del agua de riego y su rendimiento con respecto a cuatro tipos de acolchados en suelo. Se evaluaron cuatro tratamientos (suelo con acolchado plástico color negro, color blanco, acolchado con paja de trigo y suelo desnudo sin acolchar) distribuidos bajo un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones. Los resultados mostraron que el uso de ambos acolchados plásticos (blanco y negro) incrementó el peso (28%) y rendimiento del florete (27%) en comparación al resto de los tratamientos. Mientras que la planta completa y el peso de las hojas resultaron favorecidos por el plástico blanco. El índice de cosecha fue mayor en el tratamiento acolchado con plástico negro y menor en el tratamiento de suelo desnudo. Finalmente, la eficiencia en el uso del agua resultó mayor en los tratamientos con acolchado plástico y menor en el suelo sin acolchar. Considerando la mayor eficiencia en el uso del agua y rendimiento se concluyó que el suelo con acolchado plástico blanco es el más recomendable para producir florete en el valle de Mexicali, México.

PALABRAS CLAVE: *Acolchados, agua de riego; Brassica oleracea* var. *Botrytis* L.*; plasticultura; riego en hortalizas.*

INTRODUCCIÓN

Actualmente en el valle de Mexicali en el noroeste de México, existe una dinámica de reconversión de cultivos, debido a que se presenta una baja rentabilidad en la producción de los mismos. Cultivos como algodón (*Gossypium hirsutum* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.) y alfalfa (*Medicago sativa* L.) han sido gradualmente reemplazados por cultivos hortícolas. De todas las hortalizas cultivadas sobresalen aquellas producidas durante el invierno, como es el caso de la coliflor (*Brassica oleracea* var. *Botrytis* L.) («Producción de brasicáceas en México», 2010).

En general esta hortaliza se maneja bajo sistema de riego presurizado, en su mayoría riego por goteo y recientemente se ha introducido la técnica del acolchado del suelo. Esta tecnología permite modificar el medio de crecimiento e incrementa el rendimiento y calidad de los productos cosechados. Así mismo, dependiendo del tipo de acolchado, estos impactan directamente en la eficiencia del uso del agua de riego aplicada (Kader et al., 2017). El cultivo de coliflor en Mexicali, Baja California, México, no cuenta con información que cuantifique el efecto que tiene el uso de diferentes tipos de acolchados sobre la eficiencia en el uso del agua de riego. El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia en el uso del agua del cultivo de coliflor por efecto de diferentes tipos de acolchado.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el campo experimental del Instituto de Ciencias Agrícolas de la Universidad Autónoma de Baja California, ubicado en el Ejido Nuevo León, en Mexicali Baja California México (32° 24' N y 115° 11' O). En este sitio, el suelo posee textura arcillosa tipo Vertisol hiposálico calcárico, con pH alcalino y una conductividad eléctrica de 4.58 dS m^{-1}. Las concentraciones de nutrientes en suelo fueron las siguientes: 23.5, 6.4, 765, 1621, 658 mg kg^{-1} de N-NO3, P-Olsen, K, Ca y Mg, respectivamente. El agua de riego contenía las siguientes concentraciones minerales: 12.9, 88.0, 202.4, 50.9, 504.7, 140.3 y 70.5 mg L^{-1} de K, Na, Ca, Mg, Cl, SO_4, HCO_3, respectivamente.

La siembra se realizó el 19 de octubre del 2021 bajo condiciones de invernadero. La variedad de la planta utilizada fue Casper RZ (F1-26-46) [Rijk Swaan The Netherlands]. Posterior a la preparación del suelo, se levantaron camas de siembra orientadas de norte a sur, con separación de 1.60 m y con una altura de 20 cm. Se instaló un sistema de riego por goteo con doble cintilla. El trasplante sobre cada línea de riego se realizó el 14 de diciembre de 2021, a una densidad de 3.1 plantas m^2.

Se evaluaron cuatro tratamientos: suelo con acolchado plástico negro, suelo con acolchado plástico blanco, suelo con acolchado con paja de trigo y suelo desnudo como control. Los tratamientos fueron distribuidos utilizando un diseño experimental de bloques al azar con cuatro repeticiones. Desde el trasplante hasta los 35 días después del mismo, se aplicó una lámina de riego de 100 mm a todos los tratamientos. Posteriormente cada tratamiento se irrigó por separado considerando lecturas de tensiómetros de humedad y considerando lecturas de 10 a 15 kPa. Se aplicaron en forma fraccionada 320, 90, 200, 38 y 15 kg ha^{-1} de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg), utilizando como fuentes fertilizantes nitrato de potasio, nitrato de calcio, nitrato de amonio y sulfato de magnesio.

La cosecha se realizó a los 100 ddt. Se pesó la planta completa y sus partes (florete y hojas) con el objetivo de obtener el índice de cosecha. La eficiencia en el uso del agua se obtuvo para la planta completa, el florete y para las hojas de la planta. Esta variable se obtuvo después de dividir la biomasa del cultivo expresado como kg ha^{-1} entre la lámina de riego expresada en milímetros (De Pascale et al., 2011). Todos los datos obtenidos se les realizó análisis de varianza con Minitab 17 (MINITAB, 2017). La diferencia de medias fue realizada mediante la prueba de Tukey ($P < 0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento. Todos los parámetros de rendimiento en el cultivo de coliflor fueron afectados por el tipo de acolchado de las plantas (Cuadro 1). De manera general las plantas cultivadas con acolchado plástico (blanco y negro) tuvieron el mayor rendimiento de del peso por florete y rendimiento por florete, que las plantas cultivadas con acolchado de paja de trigo y suelo desnudo. El mayor rendimiento de planta completa resultó para el acolchado blanco, seguido por el acolchado negro y finalmente las plantas con acolchado de paja de trigo y suelo desnudo. Finalmente, el mayor índice de cosecha fue para las plantas cultivadas con acolchado plástico negro, mientras que el menor índice fue para plantas cultivadas en suelo desnudo.

Con respecto al uso del plástico como acolchado y comparado al suelo desnudo, otros cultivos presentan la misma respuesta. En papa (*Solanum tuberosum* L.) y pepino (*Cucumis sativus* L.) el uso de acolchado plástico incrementa la temperatura en el suelo al inicio de la estación de crecimiento del cultivo, lo que repercute en un incremento en el crecimiento de las plantas (Ibarra-Jiménez et al., 2011) (López-Tolentino et al., 2017). Por otra parte, en referencia a los cultivos acolchados con paja de trigo, los reportes indican que algunas veces estos pueden rendir menos que aquellos cultivados en suelos sin acolchar, sobre todo aquellos que son cultivados en invierno. Lo anterior es debido a que la paja sobre el suelo impide su calentamiento manteniéndolo fresco por un mayor tiempo (Kosterna, 2014).

Cuadro 1. Rendimiento del peso por florete, planta completa, florete hojas e índice de cosecha en el cultivo de coliflor por efecto de diferentes tipos de acolchados.

Tratamiento	Peso por florete	Planta completa	Florete	Hojas	IC
	g		g m^2		
Plástico negro	1359 a†	8075 b	4213 a	3868 b	0.53 b
Plástico blanco	1336 a	8607 a	4142 a	4465 a	0.48 ab
Paja de trigo	1060 c	6785 c	3285 b	3500 c	0.48 ab
Suelo desnudo	1056 c	6784 c	3274 b	3510 c	0.48 a
Significancia	< 0.001	0.003	0.027	0.004	0.046

†: Letras diferentes en cada columna significan diferencias significativas (Tukey, $P < 0.05$).

Eficiencia en el uso del agua. Por la importancia que tiene el agua de riego en el rendimiento de los cultivos, recientemente se ha propuesto considerar la bioproductividad de los mismos por unidad de agua aplicada y no por superficie de siembra cosechada (De Pascale et al., 2011). En este estudio, el tratamiento con acolchado plástico negro recibió la menor lámina de riego, seguido por el tratamiento con acolchado de paja de trigo, el acolchado plástico blanco y finalmente el suelo desnudo (Cuadro 2). La mayor eficiencia en el uso del agua de riego (EUAR) para la variable de rendimiento total fue para los dos tratamientos con acolchado de plástico. Esto significó que, aunque el rendimiento total fue mayor con el acolchado plástico blanco, también se requirió de una mayor cantidad de agua para producirlo. En promedio en ambos tratamientos con acolchado plástico se produjeron 328 kg ha^{-1} de biomasa de planta completa por cada mm de lámina de riego aplicada. Para el caso de la EUAR para la producción de biomasa de florete y la biomasa fresca de las hojas, acolchar o no el suelo produjo grandes diferencias. En el suelo con acolchado plástico

negro, se produjeron 180 kg ha^{-1} de floretes por cada mm de lámina de agua de riego mientras que, en el suelo desnudo solo se produjeron 97 kg ha^{-1}. Lo anterior significó un incremento en la EUAR de un 85% por el uso del plástico negro. Por otro lado, para el caso de las hojas, los resultados mostraron que acolchar el suelo con plástico (negro o blanco), se produjeron un promedio de 163 kg ha^{-1} de hojas de la planta de coliflor por cada mm de agua aplicada mientras que, para el suelo desnudo, solo se obtuvieron 104 kg ha^{-1}. Un incremento del 56% de incremento en el UEAR.

En general, el uso del acolchado con plástico incrementó el rendimiento y la eficiencia en el uso del agua. Queda por analizar de forma más específica y por separado el efecto del color de cada acolchado plástico. Esto implicaría considerar el efecto interacción que además tiene por otros factores como la estación de crecimiento, temperatura de la zona radicular, ataque de plagas, tipo de cultivo, además de la eficiencia en el uso del agua (Amare y Desta, 2021).

Cuadro 2. Eficiencia en el uso del agua en el cultivo de coliflor por efecto de diferentes tipos de acolchados.

Tratamiento	Lámina de riego	EUAR‡ Rendimiento total	EUAR florete	EUAR hojas
	(mm)	kg ha^{-1} mm^{-1}		
Plástico negro	234	345 a†	180 a	165 a
Plástico blanco	276	311 a	150 a	161 a
Paja de trigo	271	250 b	121 b	129 ab
Control	337	201 c	97 c	104 b
Significancia		< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001

†: Letras diferentes en cada columna significan diferencias significativas (Tukey, $P < 0.05$).
‡: Eficiencia en el uso del agua de riego.

CONCLUSIONES

La eficiencia en el uso del agua resultó mayor en los tratamientos acolchado con plástico independientemente del color utilizado, mientras que resultó menor en el suelo denudo. Finalmente, el mayor rendimiento y peso de florete lo obtuvo el suelo con acolchado plástico blanco y el menor fue con el suelo acolchado con paja de trigo. Considerando la eficiencia en el uso del agua de riego y el rendimiento comercial, se recomienda el uso del acolchado plástico blanco.

AGRADECIMIENTO

Se agradece el apoyo recibido por la convocatoria de SEP, NPTC 2020, Folio UABC-PTC-866.

BIBLIOGRAFÍA

Amare, G & Desta, B. (2021). Coloured plastic mulches: impacto n soil properties and crop productivity. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 8(4), 1-9 https://doi.org/10.1186/s40538-020-

00201-8.
De Pascale, S., Dalla Costa, L., Vallone, S., Barbieri, G., & Maggio, A. (2011). Increasing Water Use Efficiency in Vegetable Crop Production: From Plant to Irrigation Systems Efficiency. *HortTechnology*, *21*(3), 301-308. https://doi.org/10.21273/HORTTECH.21.3.301
Ibarra-Jiménez, L., Lira-Saldivar, R. H., Valdez-Aguilar, L. A., & Lozano-Del Río, J. (2011). Colored plastic mulches affect soil temperature and tuber production of potato. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, *61*(4), 365-371. https://doi.org/10.1080/09064710.2010.495724
Kader, M. A., Senge, M., Mojid, M. A., & Ito, K. (2017). Recent advances in mulching materials and methods for modifying soil environment. *Soil and Tillage Research*, *168*(5), 155-166. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.01.001
Kosterna, E. (2014). The yield and quality of broccoli grown under flat covers with soil mulching. *Plant, Soil and Environment*, *60*(5), 228-233. https://doi.org/10.17221/168/2014-PSE
López-Tolentino, G., Ibarra-Jiménez, L., Méndez-Prieto, A., Lozano-del Río, A. J., Lira-Saldivar, R. H., Valenzuela-Soto, J. H., Lozano-Cavazos, C. J., & Torres-Olivar, V. (2017). Photosynthesis, growth, and fruit yield of cucumber in response to oxo-degradable plastic mulches. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, *67*(1), 77-84. https://doi.org/10.1080/09064710.2016.1224376
Producción de brasicáceas en México. (2010, junio 2). *Hortalizas*. https://www.hortalizas.com/cultivos/coles-de-hojas/produccion-de-brasicaceas-en-mexico/

EFECTO DE AGRICULTURA EN CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA DE SUELOS EN EL NORTE DE CHIHUAHUA

Gabriela Mendoza Carreón[1]; Juan Pedro Flores Margez[1]

[1]Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Departamento de Ciencias Químico-Biológicas. Av. Benjamin Franklin No. 4650, Zona PRONAF, CP 32315. Ciudad Juárez, México. juflores@uacj.mx

RESUMEN

La Materia orgánica (MO) del suelo contiene la mayoría de los nutrientes disponibles para las plantas de suelo, haciéndola un factor importante para las funciones ecosistémicas y productividad agrícola. Es un factor que puede ser fuertemente afectado por las actividades agrícolas, por lo que el presente estudio buscó analizar como la agricultura ha afectado el contenido de MO del suelo. Para hacerlo se analizaron suelos de parcelas agrícolas y zonas adyacentes a ellas con vegetación natural de matorral desértico en cinco sitios del Norte de Chihuahua. Se midió la MO y al comparar suelos agrícolas con suelos naturales se encontró que hay diferencias significativas en el contenido de MO, siendo mayor en suelos que los suelos naturales. Esta diferencia no se observó en todos los sitios estudiados y se asume que la inconsistencia es por la entrada de MO adicional en las parcelas agrícolas de los sitios en los que sí se encontró diferencias significativas, y una mayor cobertura vegetal en suelos naturales de los sitios en los que no se encontró diferencia significativa. Se observó una salinidad mayor y alcalinidad menor en suelos agrícolas en comparación a los naturales, con inconsistencias similares a MO analizando los sitios individualmente.

PALABRAS CLAVE: *Calidad de suelo; efecto de agricultura; impacto en suelo; suelos áridos.*

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica (MO) del suelo es un componente que participa en diferentes procesos ecosistémicos. La cantidad de MO presente en suelos es el resultado de la entrada de materiales orgánicos y su descomposición en el suelo (Spain *et al*., 1983). La disponibilidad de nutrientes en el suelo es un indicador de la calidad de suelo, y estando contenidos principalmente en la MO, ésta es un factor importante en la calidad del suelo que indica la capacidad del suelo de mantener funciones ecosistémicas y de productividad agrícola, definiendo la fertilidad y estructura del suelo (Arshad y Martin, 2002). El clima es posiblemente el factor más importante que controla la MO en suelos, debido a la fuerte influencia que tiene sobre la productividad de la vegetación, la principal fuente de MO, y el nivel de actividad de descomposición (Spain *et al*., 1983).

En desiertos donde la vegetación tiende a ser escasa, la fuente de MO es limitada, tanto la producción aérea, como la disponibilidad de raíces para descomposición, ya que, por la dificultad de acumular biomasa, es un bajo porcentaje el que se pierde para descomposición anualmente, y las condiciones climáticas no favorecen la actividad microbiana y descomposición por la escasez de agua (Klemmedson, 1983). Aunado a esto, no solo la

cantidad de materia orgánica es importante, sino la calidad de la misma en determinar la disponibilidad de nutrientes, ya que el material vegetal se divide en fracciones recalcitrantes que son difíciles de descomponer, y las fracciones lábiles formadas por componentes dinámicos de rápida descomposición (Oyonarte *et al*., 2007).

La agricultura afecta componentes ecosistémicos en sus diversas actividades (Jangid *et al*., 2011), incluyendo la cantidad y calidad de la hojarasca que entra al suelo como fuente de MO (Wang *et al*., 2018). El impacto de la agricultura puede diferir de un ecosistema a otro, y mientras se sabe que promueve procesos de desertificación, al evaluar características particulares del suelo como la MO, se ha encontrado que mientras en regiones templadas la agricultura disminuye la cantidad de MO del suelo, no es afectada en climas tropicales, y en regiones áridas se ha encontrado mayor MO en suelos agrícolas que en suelos naturales (Trivedi *et al*., 2016). Aunado a esto, la salinidad medida indirectamente con la conductividad eléctrica (C.E.) es un problema común asociado a la irrigación en suelos áridos (Corwin y Lesch, 2005), y el pH es fuertemente influenciado por el uso de enmiendas (Heinze et al., 2010), ambas propiedades directamente asociadas a MO en suelos. El presente estudio busca determinar el contenido de materia orgánica, conductividad eléctrica y pH en suelos agrícolas y zonas adyacentes con vegetación natural de matorral desértico para analizar el efecto de la agricultura sobre la materia orgánica en suelos áridos del Norte de Chihuahua.

MATERIALES Y METODOS

Sitio de estudio. La zona norte del estado de Chihuahua tiene un clima árido con vegetación predominante de matorral desértico micrófilo. Rosetófilo y crasicaules, pastizales desérticos y vegetación halófila (INEGI,2019). Debido al clima árido, la agricultura de la zona es principalmente de riego. Se estudiaron cinco sitios de muestreo: Valle de Juárez, Samalayuca, Colonia Victoria, Ascensión y Casas Grandes. En cada sitio se eligieron tres parcelas agrícolas adyacentes a zonas naturales y se tomaron muestras de suelos agrícolas y de suelos naturales. Las parcelas muestreadas tienen cultivos de alfalfa, nogal y chile jalapeño, mientras las zonas naturales tienen una vegetación predominante de matorrales de mezquite (*Prosopis sp*.) y/o gobernadora (*Larrea tridentata*). Se tomaron tres muestras de cada una de las 15 parcelas agrícolas y 15 zonas naturales adyacentes, sumando 90 muestras. Cada muestra se tomó extrayendo núcleos de suelo en un diámetro de 3 m, utilizando una barrenade 12.5 cm de diámetro a 20 cm de profundidad. Los núcleos se mezclaron para obtener una muestra compuesta de 1 kg. Se extendieron las muestras para secar a temperatura ambiente en un cuarto cerrado durante 30 días, se pasaron por tamiz de 2 mm y se guardaron en bolsas de plástico para su posterior análisis. Se siguió el método de Walkley- Black, por medio de la disolución en dicromato de potasio y posterior digestión con ácido sulfúrico, seguido de la valoración con sulfato ferroso (SEMARNAT, 2002). Se midió la conductividad eléctrica en suspensiones 1:5 de suelo:agua destilada con un conductímetro (HANNA HI2300), y el pH en suspensiones 1:2 de suelo:agua con un pHmetro (HANNA HI122) Se realizaron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y homocedasticidad de Fligner-Killeen sobre los datos. Se utilizó la transformación Box-Cox para cumplir con supuestos de normalidad y se realizaron pruebas de t para comparar

suelos agrícolas y suelos naturales del total de las muestras, y dentro de cada sitio. Se realizaron análisis de varianza de una vía para comparar los cinco sitios de muestreo. Los datos fueron analizados en el software R-statistics (R Core Team, 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos muestreados presentan un porcentaje promedio de MO de 1.333 (±0.092), los cuales son considerados en la NOM-021-RECNAT-2000, como suelos con un bajo contenido de materia orgánica (SEMARNAT, 2002). Cuando separamos las muestras, los suelos agrícolas tienen un porcentaje de MO de 1.605 (±0.98), y los suelos naturales de 1.061% (±0.65), clasificándolos respecto a la norma en suelos con medio y bajo contenido de materia orgánica respectivamente. Se encontró una diferencia significativa ($p=0.0015$) al comparar los suelos agrícolas con los suelos naturales. Uno de los efectos del aprovechamiento agrícola es que disminuye la calidad del suelo (Islam y Weil, 2000).

El contenido de MO disminuye con las actividades agrícolas, pero en ecosistemas desérticos la MO es mayor en las zonas agrícolas que en las naturales (Trivedi *et al*., 2016), lo cual coincide con los resultados encontrados. Al separar los resultados y hacer la comparación de suelos agrícolas y suelos naturales por sitio de estudio (cuadro 1), se encontró que en Valle de Juárez ($p=0.001$) y en Samalayuca ($p=0.0002$), la MO era significativamente menor los suelos naturales bajo vegetación de matorral, pero esta diferencia no se mantuvo para los sitios de Colonia Victoria, Ascensión y Casas Grandes ($p>0.05$). En Colonia Victoria y en Ascensión se encontró una media mayor de MO en los suelos naturales, aunque la diferencia no fue significativa. La irrigación en la agricultura es un fuerte factor que afecta diferentes características del suelo, incluyendo materia orgánica, ya que acelera los procesos de descomposición y aumenta la actividad microbiana. Esta actividad hace que incluso las fracciones recalcitrantes de la hojarasca y ramas que entran al suelo se descompongan más fácilmente (Arroita *et al*., 2016).

La irrigación con aguas tratadas en Valle de Juárez con aguas tratadas y la alta presencia de estiércol de caballo en Samalayuca puede ser la razón por la cual la diferencia de MO entre suelos agrícolas y naturales es más acentuada en estos sitios, mientras en otros sitios no se observó una entrada secundaria de materia orgánica, y en Colonia Victoria tienen actividades de deshierbe en parcelas agrícolas, lo cual disminuye la entrada de MO al suelo. Aunado a esto, en suelos naturales de Entronque, Ascensión y Casas Grandes se observó una mayor cobertura vegetal que en los otros sitios. Se compararon los suelos naturales entre los sitios y se encontró una diferencia significativa entre ellos ($p=0.0027$), siendo Valle de Juárez y Samalayuca los que tienen el menor contenido de MO, apoyando los resultados anteriores de los únicos sitios para los que se encontró una diferencia significativa entre los suelos naturales y agrícolas. Al comparar los suelos agrícolas entre los sitios también se encontró una diferencia significativa ($p=4.05\text{x}10^{-5}$), con Samalayuca el sitio con mayor contenido de MO, y Valle de Juárez el tercero, observando. Colonia Victoria y Ascensión son los sitios con menor MO en suelos agrícolas.

La C.E. promedio en suelos del matorral natural es de 0.838 dS m^{-1} (±0.05), que es significativamente menor ($p=0.00034$) que la de suelos agrícolas, de 2.77 dS m^{-1} (±0.52),

donde la constante irrigación y el uso de algunos fertilizantes aumenta el contenido de sales del suelo.

Las comparaciones por sitio resultaron con diferencias significativas solo en Valle de Juárez, Samalayuca y Colonia Victoria (Cuadro 2), pero no en Ascensión y Casas Grandes, donde las lluvias son más abundantes en suelos naturales, reduciendo la irrigación de los suelos agrícolas. El pH promedio de suelos naturales es de 8.53 (±0.05), ligeramente mayores (p=0.028) que en suelos agrícolas (8.35 ±0.07), ya que el uso de ciertas enmiendas puede reducir el pH (Heinze *et al*., 2010). Esta diferencia se puede observar en Valle de Juárez, Colonia Victoria y Casas Grandes, pero no en Samalayuca y Ascensión.

Cuadro 1. Valores medios y error estándar de porcentaje de Materia Orgánica para suelos en matorral natural y suelos agrícolas por sitio de estudio, clasificación por contenido de materia orgánica (NOM-021-SEMARNAT-2000) y valor de p de la prueba de t para comparación de medias.

	Valle de Juárez	Samalayuca	Colonia Victoria	Ascensión	Casas Grandes
Matorral	0.48 (±0.11)	0.91 (±0.19)	1.24 (±0.15)	1.12 (±0.17)	1.56 (±0.28)
Clasificación	Muy bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Medio
Agrícola	1.29 (±0.18)	2.97 (±0.39)	1.13 (±0.15)	1.06 (±0.20)	1.57 (±0.20)
Clasificación	Bajo	Medio	Bajo	Bajo	Medio
valor de p	0.001	0.0002	0.715	0.722	0.876

Cuadro 2. Valores medios y error estándar de porcentaje de Conductividad eléctrica (C.E.) y pH para suelos en matorral natural y suelos agrícolas por sitio de estudio.

	Valle de Juárez	Samalayuca	Colonia Victoria	Ascensión	Casas Grandes
C.E. (dS/m)					
Matorral	0.45(±0.03)b	1.12 (±0.02)b	0.79 (±0.02)b	0.97 (±0.12)	0.86 (±0.16)
Agrícola	1.19(±0.06)a	7.71 (±1.71)a	2.90(±0.48)a	1.21 (±0.14)	0.84 (±0.06)
pH					
Matorral	8.85 (±0.02)a	8.08 (±0.04)	8.71 (±0.01)a	8.65 (±0.08)b	8.38 (±0.09)a
Agrícola	8.26 (±0.09)b	7.91 (±0.12)	8.60 (±0.03)b	8.93 (±0.06)a	8.07 (±0.08)b

Las letras a y b se presentan donde la comparación de medias de matorral con agrícola presenta diferencias significativas (p<0.05).

CONCLUSIONES

Los suelos estudiados presentan un mayor contenido de materia orgánica en suelos agrícolas que en suelos en sitios con vegetación natural. Esta tendencia no se mantiene en todos los sitios representados, ya que en Valle de Juárez y Samalayuca si hay un aumento de MO en las parcelas agrícolas en comparación con suelos naturales, pero en Colonia

Victoria, Ascensión y Casas Grandes no se encontró una diferencia en el contenido de MO de suelos agrícolas y naturales. Se encontró que la C.E. fue mayor en suelos agrícolas, y el pH fue mayor en suelos naturales.

BIBLIOGRAFÍA

Arroita, M., Causapé, J., Comín, F. A., Díez, J., Jimenez, J. J., Lacarta, J., ... & Elosegi, A. (2013). Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of hazardous materials*, *263*, 139-145.

Arshad, M. A., & Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, ecosystems & environment*, *88*(2), 153-160.

Corwin, D. L., & Lesch, S. M. (2005). Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and electronics in agriculture*, *46*(1-3), 11-43.

Heinze, S., Raupp, J., & Joergensen, R. G. (2010). Effects of fertilizer and spatial heterogeneity in soil pH on microbial biomass indices in a long-term field trial of organic agriculture. *Plant and Soil*, *328*(1), 203-215.

INEGI. 2019. Mapa de uso de suelo. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/

Islam, K. R., y Weil, R.R. (2000). Land use effects on soil quality in a tropical forest exosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 79(1), 9-16

Jangid, K., Williams, M. A., Franzluebbers, A. J., Schmidt, T. M., Coleman, D. C., & Whitman, W. B. (2011). Land-use history has a stronger impact on soil microbial community composition than aboveground vegetation and soil properties. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(10), 2184-2193.

Klemmedson, J. O. (1989). Soil organic matter in arid and semiarid ecosystems: Sources, accumulation, and distribution. *Arid Land Research and Management*, *3*(2), 99-114.

Oyonarte, C., Mingorance, M. D., Durante, P., Piñero, G., & Barahona, E. (2007). Indicators of change in the organic matter in arid soils. *Science of the Total Environment*, *378*(1-2), 133-137.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

SEMARNAT (31 de diciembre de 2002). Norma oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Nación.

Spain, A. V., Isbell, R. F., y Probert, M. E. (1983). Soil organic matter. *Soils: an Australian viewpoint*, 551-563.

Trivedi, P., Delgado-Baquerizo, M., Anderson, I. C. y Singh, B. K. (2016). Response of soil properties ans microbial communities to agriculture:implications for primary productivity and soil health indicators. Frontiers in Plant Science, 7, 990.

Wang, Q., Li, F., Rong, X. y Fan, Z. (2018). Plant-soil properties associated with nitrogen mineralization: effect of conversion of natural secondary forests to Larch plantations in a headwater catchment in Northeast China. *Forests*, 9(7), 386.

COMPOSTAJE DE LODOS RESIDUALES PARA MEJORAR LOS SUELOS CON BASE EN INDICADORES MICROBIOLOGICOS

Juan Pedro Flores Margez[1]; Evelyn Michelle Almedo Olivas[1]; Miguel Angel Hidrogo Cardona[1]; Maria Paula Torres de la O[1].

[1] Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, av. Plutarco Elias Calles 1210, Ciudad Juárez, Chihuahua, C.P. 32310. Correspondencia: Juflores@uacj.mx.

RESUMEN

Los lodos residuales provenientes del tratamiento de agua negra y los residuos orgánicos de podas obtenidos en parques y jardines representan un enorme potencial para la elaboración de compostas que sean útiles en el mejoramiento de los suelos y ahorro del agua a nivel global. El objetivo fue evaluar el proceso de compostaje en la disminución de *Salmonella*, huevos de helminto y coliformes fecales como indicadores microbiológicos de la calidad de las compostas y lodos residuales. Se colectaron 30 muestras en un lecho de secado donde se producen compostas con lodos residuales, las temperaturas registradas en las pilas fueron mayores a 55 ^{o}C que son suficientes para la eliminación de estos patógenos. Fueron analizadas cinco muestras de lodo medio o lodo fresco consideradas como controles. Los resultados mostraron que las compostas tuvieron una clasificación de Clase A para 13 pilas de compostaje por la ausencia de coliformes fecales, después de 14 semanas de composteo, mientras que para las otras pilas después de 27 semanas de compostaje Con relación a *Salmonella spp*., el resultado muestra que 26 pilas tuvieron clasificación de calidad como Clase A por no detección de este patógeno y el resto de las pilas fueron clasificadas como Clase C, que correspondieron a lodos residuales sin composteo (control). Las 14 pilas no tuvieron presencia de huevos de helminto, clasificadas por su calidad como Clase A, así el resto de las pilas de composta y lodos mostraron Clase B en este parámetro. Se concluyo que el proceso de composteo permite la reducción de patógenos y parásitos, así es posible utilizar estos materiales en mejorar los suelos de parques y jardines.

PALABRAS CLAVE: *Huevos de helminto, salmonella, coliformes fecales, pastos, biosólido.*

INTRODUCCIÓN

Los lodos residuales se caracterizan por ser ricos en materia orgánica, micro y macro nutrientes, metales pesados y agua que son importantes para el crecimiento de microorganismos patógenos que pueden afectar al humano, animales y vegetales (Chaoua *et al*., 2018; Herrera-López *et al*., 2017). Entre los microorganismos más importantes encontrados en los lodos residuales esta la *Salmonella spp*., coliformes fecales y huevos de helminto. La *Salmonella spp*. es una bacteria con bacilos mótiles debido a sus flagelos, son patógenos que afecta principalmente al hombre y a los animales al momento de ingerirse provocando salmonelosis, fiebre tifoidea y gastroenteritis (SEMARNAT, 2003). Entre las fuentes principales de esta bacteria, se encuentran las heces para contaminante de alimentos y aguas, por lo que cuando se encuentra en alimentos frescos se multiplica rápidamente

provocando una infección gastrointestinal (Alfaro-Mora, 2018). Los coliformes fecales son bacterias con bacilos cortos Gram negativos no esporulados, con géneros termotolerantes (temperaturas de 44-45ºC) como *Escherichia coli* y algunas especies de *Klebsiella*, siendo patógenas si están presentes en el intestino de animales de sangre caliente y humanos (SEMARNAT, 2003). Los helmintos son gusanos parásitos tanto de humanos, animales y vegetales de vida libre, que poseen órganos diferenciados y ciclos biológicos vitales que permiten comprender la forma y el tamaño, para conocer las etapas del parásito desde huevos o larvas, infecciosas o no. Estos parásitos tienen como estadio a los huevos de helminto que como fase infectante son los más peligrosos para el humano (Vera-Reza et al., 2017).

La composta se trata de la descomposición biológica de sustratos orgánicos en los cuales se generan gases de efecto invernadero y una materia estable que está libre de patógenos que se puede aplicar directamente al suelo en condiciones aerobias (Oviedo-Ocaña & Marmolejo-Rebellon, 2017). Se trata de una alternativa para el tratamiento que se les realiza a los lodos residuales evitando su acumulación excesiva; el proceso bioxidativo de los microorganismos depende de los factores del proceso, por lo tanto, el crecimiento de colonias bacterianas, parásitos y hongos se ve afectado por la humedad, la temperatura y el pH. La composta no solo tendrá nutrientes para los microorganismos, sino que se considera un abono orgánico utilizado para la agricultura en cultivos o suelos fértiles dando una mejora para las propiedades físicas, químicas y biológicas (Apaza-Condori *et al*., 2015). El compostaje se trata de una alternativa de bajo costo para garantizar que los componentes de los ciclos biológicos que se producen en los lodos residuales sean aprovechados disminuyendo su actividad como agentes contaminantes del medio ambiente y con efectos negativos en la salud pública.

Dado que en Ciudad Juárez, Chihuahua, se generan en promedio 69,350 metros cúbicos de lodos residuales por año, que se han estado apilando durante veinte años, existe la necesidad de utilizar estos lodos provenientes del tratamiento de agua y los residuos orgánicos de podas en parques para la elaboración de compostas que sean útiles en el mejoramiento de los suelos y ahorro del agua, fue lo que motivo el presente estudio con el objetivo de evaluar el efecto del compostaje en la reducción de microorganismos patógenos (*Salmonella*, huevos de helminto y coliformes fecales) y así definir la calidad de las compostas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un sitio de disposición de lodos y compostas, ubicado en un lecho de secado en el Km 30 junto al relleno sanitario en Ciudad Juárez, Chihuahua durante 2021; se procedió a la toma de muestras con una pala plana, asegurando que esta tenga una profundidad de alrededor de 20 cm, cuatro paladas en cuatro puntos diferentes de la pila original. El método de cuarteo se utilizó para obtener una muestra representativa de 300 g. El material recabado se almacenó en bolsas de polietileno, se selló y se identificó adecuadamente para su transporte al laboratorio (SEMARNAT, 2003).

Previo al análisis microbiológico se llevó a cabo la determinación de solidos totales. Se preparo las capsulas de porcelana mismas que se colocaron en un horno de mufla (Isotemp oven 825F, Fisher Scientific) a una temperatura de 105 °C durante 1 h. Una vez pasado el tiempo se colocaron en un desecador (Nalgene) durante 1 h y posteriormente se pesaron en una balanza analítica (Mettler Toledo), se calcularon los gramos de solidos totales en base seca (American Public Health Associattion *et al.*, 2017).

Para la cuantificación de *Salmonella spp*, fue preparada una muestra la cual constó de una solución de 4g equivalente en masa seca, de materia fresca, en 36 mL de caldo de tetrationato obteniendo una dilución de 10^{-1}, dicha solución fue mezclada durante un lapso de 2 a 3 minutos a una baja velocidad (800 rpm), seguido de una incubación durante 22 ± 2 horas a 37°C ± 0.2°C. Una vez transcurrido el tiempo de incubación se prepararon diluciones decimales seriadas transfiriendo 1 mL de caldo de tetrationato previamente incubado en 9 mL de agua de dilución, continuando así hasta obtener la concentración adecuada (SEMARNAT, 2003). Se sembraron por estría para obtener colonias aisladas sobre la superficie de placas por utilizar, en este caso se empleó agar sulfito bismuto, donde las colonias presuntivas fueron negras con o sin brillo metálico, rodeadas por un halo café que posteriormente se transformó en negro. Se incubaron a 35 °C durante 24 h. Se tocó con un asa cada colonia e inoculó por estría en placa, para su consecuente incubación a 35 °C ± 0.2 °C por 24 h. El NMP de *Salmonella* spp. se obtuvo a partir del código compuesto por los tubos con resultado positivo en el caldo de selenito cistina; se inocularon tres series de tres tubos y se utilizaron volúmenes decimales diferentes. Se obtuvo el código formado por el número de tubos con resultados positivos en las tres series consecutivas, obteniendo el valor de NMP a través de la siguiente expresión matemática (SEMARNAT, 2003).

Para el análisis de huevos de helminto en las muestras de lodos residuales y composta, primero se tomó el peso en fresco que correspondía a 2g de sólidos totales. Luego por 1 min y con la ayuda de una licuadora se homogeneizó la muestra con 200 mL de una solución de Tween 80 al 0.1%, integrando los enjuagues del recipiente en el que se pesó la muestra. Posteriormente, se recuperó el homogeneizado y los enjuagues del vaso de la licuadora en un recipiente de plástico de 2 L, se le agregaron 800 mL más de la solución de Tween 80 al 0.1% y se dejó sedimentando la muestra por al menos 3 h. Se cuantificaron los huevos de helminto observándose al Microscopio digital SeBa™ 2, vertiendo el sedimento final en una cámara de Sedgwich Rafter. Durante la lectura, se midieron con la regla del microscopio los huevos de helminto encontrados y se compararon con los datos bibliográficos para determinar su género y la cantidad (SEMARNAT, 2003). A partir de la preparación de las diluciones decimales seriadas se determinaron los coliformes fecales por la prueba directa del medio líquido A-1 (BD-Difco) formulado por triptona, lactosa, cloruro de sodio, salicina y triton X-100. Se adicionó por triplicado 1 mL de cada una de las diluciones seriadas en tubos que contenían 10 mL de medio A-1 correctamente etiquetados conforme a las cinco diluciones realizadas, después se metieron a la incubadora (Thermo Scientific) durante 3 horas a 35 ± 0.5 °C, una vez transcurrido el tiempo, los tubos triplicados se transfirieron a otra incubadora (Thermo Scientific) que tenía una temperatura de 44.5 ± 0.2 °C y se incubaban durante otras 21 ± 2 horas.

Con respecto a *análisis estadístico* se aclara que por el tipo de estudio los resultados se comparan con las Normas Oficiales en materia microbiológica.

RESULTADOS Y DISCUSION

El Cuadro 1 muestra el resultado microbiológico a partir de 30 muestras analizadas, cinco correspondientes a muestras de lodo medio o lodo fresco se consideran como controles, ya que son materiales con los que se inicia el composteo. Los resultados indican una clasificación de Clase A para 13 pilas de composta (52%) por la ausencia de coliformes fecales (NOM-004-SEMARNAT-2002), después de 14 semanas de composteo, sin embargo, para las otras pilas después de 27 semanas de composteo y al considerar las temperaturas de las pilas mayor a 55 ^{o}C que son suficientes para la eliminación de estos patógenos.

Con relación a *Salmonella spp*., el resultado muestra que 26 pilas (100%) tuvieron clasificación de calidad como Clase A por no detección de este patógeno y el resto de las pilas fueron clasificadas como Clase C, que correspondieron a lodos residuales sin composteo (control).

También en este caso, después del análisis y varias semanas de composteo (ago-sep 2021) de estas pilas, es posible que al tener temperaturas mayores de 55 ^{0}C permite la eliminación de este patógeno. Las 14 pilas no tuvieron presencia de huevos de helminto, clasificadas por su calidad como Clase A, así el resto de las pilas de composta y lodos mostraron Clase B en este parámetro (NOM-004-SEMARNAT-2002).

La reducción y eliminación de estos patógenos fue evidente en las pilas en proceso de composteo. Es necesario aclarar que las pilas variaron en tamaño, desde 0.8 m^3 hasta 26 m^3 aproximadamente. Con este resultado se comprueba que el proceso de composteo permite la reducción de patógenos y parásitos, ya que el lodo fresco o nuevo presento 24,000 a 24,000,000 NMP/g B.S. de coliformes fecales, sin salmonella y de 2 a 7 huevos de helminto, mientras que las pilas en proceso de compostaje por 14 semanas hasta la fecha del análisis el 15 de junio, mostraron cantidades muy pequeñas o no detectables de los parámetros microbiológicos. Por lo que otras 14 semanas de compostaje que llevan en campo mediante aireación y riegos, así como temperaturas en las pilas de 50 a 60 ^{o}C, ayuda en la eliminación casi total de riesgos microbiológicos. También conviene aclarar que los análisis son costosos, requieren analistas especializados y demandan mucho tiempo, por ello no es factible estarse analizando con frecuencia.

De acuerdo con el aprovechamiento de biosólidos indicados en la NOM-004-SEMARNAT-2002, la clase A es tipo excelente y se puede aprovechar en usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación, mientras que la clase B clasificado como de tipo bueno, es aprovechable en usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación, y la clase C para usos forestales, mejoramiento de suelos y usos agrícolas.

Cuadro 1. Patógenos y parásitos analizados en lodos residuales y compostas elaboradas mediante material vegetal y lodos residual en pilas de variada composición.

		Coliformes Fecales			*Salmonella*			*Huevos de Helminto*		
Muestra	Fecha	Resultado	Unidad	Clase	Resultado	Unidad	Clase	Resultado	Unidad	Clase
Lodo nuevo	2021-06-15	24000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	7	HH/g B.S	B
Lodo medio	2021-06-15	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Lodo viejo	2021-06-15	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Pila 3	2021-06-15	4300	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Pila 6	2021-06-15	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
Pila 7	2021-06-15	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
exp. Lodo nuevo pila 1	2021-06-21	9300	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
exp.Lodo medio pila 1	2021-06-21	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
exp.Lodo viejo pila 1	2021-06-21	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	2	HH/g B.S	B
Pila 4	2021-06-21	150000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Pila 5	2021-06-21	2100	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
Pila 8	2021-06-21	2300	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
Pila 2	2021-07-05	240000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	2	HH/g B.S	B
Pila 10	2021-07-05	460000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
Pila 11	2021-07-05	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
Pila 12	2021-07-05	4300	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Nuevo Pila Nueva 1:1	2021-07-05	20000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Nuevo Pila Vieja 1:1	2021-07-05	46000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
EXP Nuevo. V-1:2	2021-07-12	2300	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
EXP Nuevo. N-1:2	2021-07-12	1,100,000	NMP/g B.S	C	9,300	NMP/g B.S	C	1	HH/g B.S	B
EXP Viejo. V-1:1	2021-07-12	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	<1	HH/g B.S	A
EXP Viejo. N-1:1	2021-07-12	400	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
Pila 6	2021-07-12	46000	NMP/g B.S	C	610	NMP/g B.S	C	<1	HH/g B.S	A
EXP Viejo. M-1:1	2021-07-12	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Lodo Fresco	2021-07-19	24000000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	2	HH/g B.S	B
Lodo Viejo	2021-07-19	24,000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
EXP N. N-1:25	2021-07-19	21000	NMP/g B.S	C	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
EXP N. V-1:25	2021-07-19	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	1	HH/g B.S	B
Pila 11	2021-07-19	ND	NMP/g B.S	A	300	NMP/g B.S	C	ND	HH/g B.S	A
Pila 8	2021-07-19	ND	NMP/g B.S	A	300	NMP/g B.S	C	< 1	HH/g B.S	A
Pila 8	2021-10-26	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
Pila 9	2021-10-26	ND	NMP/g B.S	A	400	NMP/g B.S	C	ND	HH/g B.S	A
Pila 10	2021-10-26	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	n.a.	HH/g B.S	n.a.
Pila 11	2021-10-26	400	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
Pila 12	2021-10-26	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	n.a.	HH/g B.S	n.a.
Pila 13	2021-10-26	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
Pila 9	2021-11-09	400	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
Pila 13	2021-11-09	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
Pila 14	2021-11-09	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A
Pila 15	2021-11-09	ND	NMP/g B.S	A	n.a.	NMP/g B.S	n.a.	< 1	HH/g B.S	A
Pila 15 DUP	2021-11-09	4,300	NMP/g B.S	C	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
EXP. N 1:1	2021-11-09	21,000	NMP/g B.S	C	n.a.	n.a.	n.a.	ND	HH/g B.S	A
EXP. V 1:1	2021-11-09	ND	NMP/g B.S	A	ND	NMP/g B.S	A	ND	HH/g B.S	A

ND: No detectable.

CONCLUSIONES

El compostaje resultó benéfico al reducir la cantidad de patógenos microbianos como Salmonella, huevos de helmintos y coliformes fecales con relación a los limites indicados por las Normas Oficiales de Lodos Residuales en México. Por ello, los materiales de compostas pueden ser utilizados como abonos orgánicos en parques y jardines para la mejora de los suelos y mejor retención de agua. Los análisis microbiológicos son costosos por ello debe tenerse cuidado con el número de muestras y su procesamiento, así como la capacitación de personal, ya que estos parámetros son indicadores estratégicos para el uso de materiales orgánicos como las compostas en suelos urbanos y agrícolas.





AGRADECIMIENTOS

A la Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Ciudad Juárez, laboratorio de análisis de agua: Biol. Francisco Núñez Sánchez, MC Zulema Poncio Acosta, Dr. Sergio Calderón, Carlos García y Nancy Romero. Al Banco de Desarrollo de América del Norte (BDAN) por el financiamiento del proyecto de compostaje de lodos residuales.

BIBLIOGRAFIA

Alfaro-Mora, R. (2018). Aspectos relevantes sobre *Salmonella* sp en humanos. *Revista Cubana de Medicina General Integral*, *34*(3), 110–122.

Apaza-Condori, E. E., Mamani-Pati, F., & Sainz-Mendoza, H. (2015). Sistema de compostaje para el tratamiento de residuos de hoja de coca con la incorporación de tres activadores biológicos, en el centro experimental de Kallutaca. Journal of the Selva Andina Biosphere, 3(2), 75–85. https://doi.org/10.36610/j.jsab.2015.030200075

Chaoua, S., Boussaa, S., Khadra, A., & Boumezzough, A. (2018). Efficiency of two sewage treatment systems (activated sludge and natural lagoons) for helminth egg removal in Morocco. *Journal of Infection and Public Health*, *11*(2), 197–202. https://doi.org/10.1016/j.jiph.2017.07.026

Herrera-López, M., Lora-suarez, F., & Loango-chamorro, N. (2017). Identificación de microorganismos aislados a partir de lodos residuales de una planta de tratamiento de un sector curtidor del Quindío. *Revista de La Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, *29*, 103–118.

Oviedo-Ocaña, E., & Marmolejo-Rebellon, L. (2017). Avances en investigación sobre el compostaje de biorresiduos en municipios menores de países en desarrollo. Lecciones desde colombia. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, *18*(1), 1–13.

SEMARNAT. (2003). *Nom-004-Semarnat-2002: norma oficial mexicana, protección ambiental. - lodos y Biosólidos.-especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. SEMARNAT. Norma oficial Mexicana.

Vera-Reza, A. M., Sánchez-Salinas, E., Ortiz-Hernández, M. L., Peña-Camacho, J. L., & Ortega-Silva, M. M. (2017). Estabilización de lodos residuales municipales por medio de la técnica de lombricompostaje. *Universidad Autónoma del Estado de Morelos*, *1*, 1–11.

USO SUSTENTABLE DE COMPOSTA DE PLUMAS DE AVE Y BACTERIAS PGPR PARA EL CULTIVO DE MAÍZ AZUL

María Guadalupe Onofre-Gallegos[1]; Moisés G. Carcaño-Montiel[1 2]; Leticia Gómez-Velázquez[2], Enrique Hipólito-Romero[3]; Edith Chávez Bravo[1]; José Santos Hernández[1]; Lucía López-Reyes[1 2]

[1]Posgrado en Ciencias Ambientales, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
[2]Microbiología de Suelos Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
[3]Universidad Veracruzana
lucia.lopez@correo.buap.mx

RESUMEN

La generación de residuos agroindustriales es una importante problemática ambiental. En la industria avícola, las plumas se depositan en tiraderos lo que afecta al aire, suelo y agua. Sin embargo, con el uso de bacterias capaces de producir enzimas queratinolíticas, los compuestos de nitrógeno y carbono presentes en las plumas se pueden liberar y al ser utilizadas como composta los elementos favorecen el crecimiento de las plantas. Otros géneros bacterianos promotores del crecimiento vegetal (PGPR) pueden promover la fijación biológica de nitrógeno, la solubilización de fosfatos y mejorar el desarrollo de los cultivos para una óptima producción de alimentos. Por lo que, en esta investigación se elaboró composta de plumas provenientes de rastros de pollo y se adicionó suelo de la región de Chalchicomula de Sesma junto a bacterias productoras de enzimas queratinolíticas. Además, se realizó el análisis físico y químico de suelo, composta y suelo-composta y se encontró incremento en el contenido de nitrógeno y carbono. Por otro lado, se realizaron conteos microbianos en muestras de composta y se observó ausencia de patógenos. Se evalúo en condiciones de invernadero, el efecto de la composta en maíz azul en el desarrollo de la planta y se observó que en los tratamientos con adición de composta y bacterias PGPR favorecieron el crecimiento ya que fue mejor la altura y el vigor del tallo. Por lo que, se concluye que la presencia de composta proveniente de pluma de ave y bacterias PGPR tiene efectos benéficos en cultivo de maíz azul.

PALABRAS CLAVE: *Agricultura; queratina; residuo recalcitrante.*

INTRODUCCIÓN

La producción agrícola intensiva ha originado un desgaste en los elementos constituyentes del suelo; en consecuencia, con el transcurrir del tiempo se ha creado una dependencia de los aditivos y productos químicos que brindan los nutrientes que las plantas necesitan y que son altamente contaminantes (García-Fajardo *et al.,* 2020). No obstante, el desarrollo de biofertilizantes ha resultado ser una alternativa prometedora, con el uso de distintos microorganismos, en particular las bacterias promotoras de crecimiento vegetal (PGPR por sus siglas en inglés) que han mostrado efectos benéficos sobre el crecimiento de los cultivos sin poner en riesgo la calidad del suelo (López-Reyes *et al.,* 2018). Además, se ha

demostrado que *Bacillus* sp. y *Chryseobacterium* poseen la capacidad de degradar compuestos recalcitrantes como la queratina presente en un 80% en las plumas de ave. Dicha queratina, posee elementos como el nitrógeno, carbono y azufre que pueden favorecer el crecimiento de la planta al incrementar los niveles de nutrimentos del suelo (Florida, 2019). Los microorganismos pueden producir diferentes tipos de enzimas extracelulares, entre las cuales se pueden encontrar las queratinasas que son enzimas proteolíticas que atacan los sustratos de queratina y pueden degradarlos (Vera *et al.,* 2020). Por lo que esta investigación busca determinar los efectos en el crecimiento de maíz azul al utilizar composta de plumas de ave en conjunto con las bacterias PGPR en condiciones de invernadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Laboratorio e Invernadero de Microbiología de Suelos del CICM-BUAP. Se utilizó suelo proveniente de la región de Chalchicomula de Sesma con coordenadas 19.05971°N, 97.47960° O. Primeramente, se preparó la composta con ayuda de un inóculo bacteriano de $1x10^8$ $UFCmL^{-1}$ con capacidad queratinolítica. El inóculo fue diluido 1:10 en agua purificada para ser adicionado a una mezcla de plumas y suelo en proporción 100 g pluma kg^{-1} suelo y se mantuvo en proceso de composteo durante cinco meses. La composta se revisó quincenalmente para humedecer a capacidad de campo y homogeneizar la mezcla suelo-plumas de ave. Cada mes se tomaron muestras de la composta que fueron sembradas en Agar de Soya y Tripticaseína (TSA), Agar Mac Conkey, Agar Dextrosa Papa (PDA) y Agar *Salmonella-Shigella* (SS) para determinar poblaciones microbianas y presencia de patógenos. Además, se realizó un análisis físico y químico del suelo y la composta hasta el final del proceso.

Finalmente, se evaluó el efecto de la composta en el cultivo de maíz azul en experimento de invernadero durante los meses de junio-julio del 2022. En el diseño experimental se realizaron combinaciones de distintos tratamientos utilizando: Composta (C), Bacteria Fijadora de Nitrógeno (BF), Bacteria Solubilizadora de fosfato (BS) y fertilizante comercial a la dosis 90-46-00 utilizada por los productores de la región mostradas en el Cuadro 3. Cada tratamiento tuvo cinco repeticiones en bloques totalmente aleatorios. Al cabo de un mes posterior a la siembra, se evaluó: altura de la planta, diámetro del tallo, número de hojas y área foliar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proceso de compostaje duró cinco meses antes de ser utilizado para el experimento en invernadero, durante los primeros dos meses no se observaron cambios significativos en la estructura de las plumas, sin embargo, a partir del tercer mes se notó un mayor porcentaje de degradación. La degradación fue estimulada por el uso de inóculos que aceleraron el proceso de compostaje como *Bacillus* y *Chryseobacterium* (Rieger *et al*., 2017). Sin la presencia de microorganismos el proceso de degradación de las plumas es más lento, mientras en un tratamiento destructivo a altas presiones y temperaturas afecta el contenido de nutrientes (Peng *et al.,* 2019).

Las poblaciones microbianas mostraron un incremento en la población de hongos, mientras que en el caso de los coliformes presentes se observó la disminución de ellos como lo muestra el Cuadro 1, en el caso del medio S-S, no se observaron unidades formadoras de colonias (UFC) por lo que se descartó la presencia de patógenos.

Cuadro 1. Población microbiana en composta de pluma de ave

Tiempo (meses)	Bacterias mesófilas aerobias (10^6UFCg^{-1})	Bacterias gram negativas (10^3UFCg^{-1})	Hongos (10^3UFCg^{-1})
1	83.6 ± 18.4	74.3 ± 15.0	ND
2	69.6 ± 34.0	82.3 ± 9.0	21.6 ± 4.7
3	70.3 ± 9.1	72.0 ± 21.0	51.0 ± 12.7
4	50.6 ± 18.1	110.0 ± 17.3	261.3 ± 61.0
5	33.0 ± 2.1	125.5 ± 10.6	67.5 ± 4.9

ND= No determinado

La composta presentó un pH cercano a la neutralidad lo que ayudó a disminuir la acidez del suelo, los valores de contenido de nitrógeno se incrementaron con respecto al suelo estudiado y en la mezcla suelo-composta, se observó un mayor contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo lo que mejoró estas condiciones en la mezcla suelo-composta (Cuadro 2). El uso de la composta ayuda a enriquecer el suelo con los macronutrientes necesarios para el desarrollo de plantas (Florida, 2019).

Cuadro 2. Análisis físico y químico de suelo y composta.

	Suelo	Composta	Suelo-Composta
pH	5.80	6.58	5.88
MO%	1.35	1.90	1.63
N%	0.078	0.098	0.095
Ca Cmol (+) kg^{-1}	5.2	3.2	4.4
Mg Cmol (+) kg^{-1}	2.0	1.2	1.2
Na Cmol (+) kg^{-1}	0.3	0.5	0.4
K Cmol (+) kg^{-1}	0.2	0.4	0.3
CIC Cmol (+) kg^{-1}	3.6	3.8	3.0
P mg kg^{-1}	25.5	51.6	23.9
CE dS m^{-1}	0.09	2.00	0.29
DA g cm^3	1.31	1.10	1.34

Se evaluó el desarrollo de la planta para observar el efecto en el cultivo de maíz. Se observó que los tratamientos con composta, bacterias fijadoras de nitrógeno y solubilizadoras de fosfato y formulación de fertilizante comercial obtuvieron los mejores resultados en cuanto a la altura de la planta y diámetro del tallo, el número de hojas fue de siete u ocho mientras que el área foliar se encontró mejor en dosis al 50% de fertilizante y con la adición de composta o de bacterias PGPR (Cuadro 3). Se ha observado un óptimo desarrollo en la germinación papa con respecto a aquellos sin composta, muestran una raíz más larga y una planta más vigorosa con respecto al control (Nagarajan *et al.,* 2017). En el caso del maíz azul se observó un mejor desarrollo del tallo y el aporte de las bacterias PGPR le otorga un mejor aprovechamiento de los macronutrientes necesarios para su desarrollo.

Cuadro 3. Efecto de la composta de plumas y PGPR en el cultivo de maíz azul.

Tratamiento	Altura de la planta (cm)		Diámetro del tallo (cm)		Área foliar (m^2)	
Control	54.30 ± 2.61	klm	0.584 ± 0.077	lmn	0.049 ± 0.013	def
Composta (C)	68.12 ± 4.73	efgh	0.807 ± 0.041	abcd	0.103 ± 0.010	abcd
BF	56.82 ± 7.11	klm	0.595 ± 0.057	ijk	0.061 ± 0.012	jkl
BS	60.25 ± 8.65	klm	0.592 ± 0.068	defgh	0.061 ± 0.010	ijkl
F (100%)	54.90 ± 5.01	ij	0.681 ± 0.040	klmn	0.076 ± 0.013	fgh
F (50%)	58.31 ± 3.05	ij	0.705 ± 0.052	jkl	0.063 ± 0.005	abcd
C+BF	63.95 ± 6.13	efgh	0.814 ± 0.045	cdef	0.094 ± 0.017	abc
C+BS	62.77 ± 4.92	gh	0.784 ± 0.023	efg	0.086 ± 0.016	abc
C+F (100%)	65.93 ± 6.24	efgh	0.808 ± 0.041	bcde	0.094 ± 0.022	cde
C+F (50%)	65.39 ± 3.00	abcd	0.947 ± 0.105	def	0.111 ± 0.018	ijkl
C+BF+BS	65.52 ± 7.78	efgh	0.795 ± 0.051	abcde	0.099 ± 0.010	ab
C+BF+F (100%)	58.14 ± 3.70	abcde	0.785 ± 0.171	jklm	0.101 ± 0.017	bcd
C+BF+F (50%)	65.79 ± 4.28	abcd	0.883 ± 0.045	cde	0.086 ± 0.017	ijkl
C+BS+F (100%)	69.43 ± 5.56	efg	0.816 ± 0.045	abcd	0.089 ± 0.022	ijk
C+BS+F (50%)	70.39 ± 6.80	abcde	0.836 ± 0.088	abcd	0.085 ± 0.008	ghi
BF+BS	57.72 ± 4.50	klm	0.618 ± 0.058	jklm	0.056 ± 0.008	jkl
BF+F (100%)	58.22 ± 6.36	lm	0.538 ± 0.078	hij	0.059 ± 0.006	abc
BF+F (50%)	53.58 ± 6.67	lm	0.539 ± 0.040	klmn	0.062 ± 0.014	abc
BS+F (100%)	57.91 ± 10.3	klm	0.546 ± 0.085	efgh	0.066 ± 0.022	ijkl
BS+F (50%)	60.39 ± 8.06	jklm	0.588 ± 0.126	defg	0.067 ± 0.013	ghij
BF+BS+F (50%)	61.18 ± 4.09	abcdef	0.772 ± 0.157	ghi	0.086 ± 0.013	cde
BF+BS+F (100%)	55.94 ± 2.61	lm	0.587 ± 0.017	klm	0.060 ± 0.007	hij
C+BF+BS+F (100%)	72.75 ± 6.61	ab	0.979 ± 0.097	abc	0.101 ± 0.025	lmn
C+BF+BS+F (50%)	67.84 ± 2.59	abc	0.963 ± 0.056	bcd	0.101 ± 0.021	ab

C= Composta; BF= Bacteria fijadora de nitrógeno; BS= Bacteria Solubilizadora de fosfato; F (100%) = Formulación de fertilizante comercial al 100%; F (50%) = Formulación de fertilizante comercial al 50%

CONCLUSIONES

Se observan efectos benéficos en el desarrollo de maíz azul por la presencia de composta proveniente de pluma de ave al obtener mejor desarrollo de la planta en comparación con el control, asimismo, los tratamientos en combinación con bacterias PGPR muestran incrementos significativos en altura y grosor del tallo de la planta.

BIBLIOGRAFÍA

Florida Rofner, N. (2019). Plumas: Implicancia ambiental y uso en la industria agropecuaria. Revista de Investigaciones Altoandinas, 21(3), 225-237.

García-Fajardo, B., Ibáñez-Huerta, A., Álvarez-Arteaga, G., y Orozco-Hernández, M. E. (2020). Regionalización de indicadores de calidad para suelos degradados por actividades agrícolas y pecuarias en el altiplano central de México. Quivera. Revista de Estudios Territoriales, 22(2), 5-19.

Hernández Guzmán, L. E. (2020). Estrategia biotecnológica para la biodegradación de la pluma de pollo con bacterias productoras de enzimas queratinasas Tesis de licenciatura, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Kothari, D., Rani, A. y Goyal, A. (2017). Keratinases. Current Developments in Biotechnology and Bioengineering. Oxford, UK: Elsevier BV, 447-471

López-Reyes L.; Carcaño-Montiel M.; Espinosa-Victoria D.; Tapia-Hernández R. (2018). Biofertilizantes bacterianos. Un modelo biotecnológico microbiano para el desarrollo agrícola. En Modelos básicos para la investigación básica y la microbiología (253-272). México: BUAP, UNAM.

Nagarajan, S., Eswaran, P., Masilamani, R.P. (2018). Chicken Feather Compost to Promote the Plant Growth Activity by Using Keratinolytic Bacteria. Waste and Biomass Valorization 9, 531–538 https://doi.org/10.1007/s12649-017-0004-0

Peng, Z., Mao, X., Zhang, J. (2019) Effective biodegradation of chicken feather waste by co-cultivation of keratinase producing strains. Microb Cell Fact 18, 84. https://doi.org/10.1186/s12934-019-1134-9

Rieger, TJ; De Oliveira, CT; Pereira, JQ; Brandelli, A; Daroit, DJ. (2017). Proteolytic system of *Bacillus sp.* CL18 is capable of extensive feather degradation and hydrolysis of diverse protein substrates. British Poultry Science 58(3): 329-335 DOI: https://doi.org/10.10800/00071668.2017.1293229.

Shah, M.D., Gupta, A.R., Vaidya, R.B. (2019). Production of High-Quality Compost from Feather Waste: A Novel, Cost-Effective and Sustainable Approach for Feather Waste Management and Organic Soil Management. In: Ghosh, S. (eds) Waste Management and Resource Efficiency. Springer, Singapore. https://doi.org/10.10 07/978-981-10-7290-1_45

Vera, M. S. Á., Vázquez, J. E. V., Guevara, J. R. C. (2020). Hidrolización de plumas de pollos, mediante microorganismos: Una revisión. Dominio de las Ciencias, 6(3), 1016-1033

EFECTOS DE HERBÍVOROS SOBRE LA COMPETENCIA DE PLANTAS A TRAVÉS DE FEEDBACKS PLANTA-SUELO

Eduardo Medina-Roldán[1]

[1]Istituto per la Bioeconomia, Consiglio Nazionale della Ricerca, 50019 Sesto Fiorentino, Italia.

RESUMEN

Un mecanismo por el que los herbívoros influyen en la estructura y función de los ecosistemas consiste en su efecto directo sobre las interacciones planta-planta (e.g., la competencia). Se desconoce, si los herbívoros modifican las interacciones de plantas a través de sus efectos indirectos sobre el suelo. Aquí se reporta que los herbívoros afectan las interacciones planta-planta indirectamente mediante feedbacks planta-suelo. En un experimento de invernadero, se usaron *Nardus stricta* L. y *Eriophorum vaginatum* L., plantas que demuestran densidades contrastantes en condiciones con y sin pastoreo en pastizales del Reino Unido. Con ellas se estableció un experimento de competencia usando (1) un suelo de pastizal pastoreado donde *N stricta* es dominante y (2) suelo de una exclusión de pastoreo dominada por *Calluna vulgaris* (L.) Hull y *E. vaginatum*. El suelo del pastizal pastoreado demostró mayores tasas de mineralización de nitrógeno (N) y actividad microbiana del suelo, lo que concuerda con mediciones de campo realizadas anteriormente. Sorprendentemente, los herbívoros afectaron la competencia entre plantas de manera asimétrica a través del feedback planta-suelo; al aumentar la intensidad de la competencia interespecífica del competidor superior *N. stricta* sobre el inferior *E. vaginatum* más de lo que aumentaron la competencia intraespecífica como resultado de una mayor disponibilidad de N en suelo. Estos resultados coinciden con la abundancia de campo de estas especies en condiciones de pastoreo. Además, estos resultados son los primeros, hasta donde el autor sabe, en mostrar como un fedback asimétrico entre la planta y el suelo es determinado por el pastoreo.

PALABRAS CLAVE: *Competencia; herbívoros domesticos; pastizales de tierra alta; feedback planta-suelo.*

INTRODUCCIÓN

Los herbívoros ungulados son omnipresentes en los ecosistemas terrestres, donde tienen un papel clave en la regulación de la dinámica de la vegetación y el funcionamiento de los ecosistemas (McNaughton, 1985, 1986; Milchunas et al., 1988; McNaughton et al., 1988; Milchunas y Lauenroth, 1993; Bardgett y Wardle, 2003, 2010). Los sistemas de producción ganadera basados en parientes domésticos de estos animales constituyen una industria importante, tanto en términos de sus impactos económicos como ambientales a nivel mundial en muchas áreas del mundo. Las tendencias crecientes de consumo de productos pecuarios se traducen en un incentivo para aumentar el número de cabezas de ganado o

intensificar la producción, ejerciendo así una gran presión sobre los ecosistemas y los servicios que los ecosistemas brindan.

Gran parte de la producción ganadera se realiza en condiciones de explotación intensiva, pero una proporción no despreciable de la producción ganadera mundial se realiza en regímenes extensivos, nómadas o menos intensificados (Delgado, 1999). Los regímenes de pastoreo extensivo suelen tener lugar en ecosistemas de baja productividad, como los pastizales de alta montaña o mesetas. Por lo tanto, estos ecosistemas son altamente vulnerables a las perturbaciones (Holden et al., 2007), pero al mismo tiempo tienen un alto valor de conservación dado el conjunto de especies y los servicios ecosistémicos que brindan, como la regulación de la calidad del agua y el almacenamiento de carbono (C) en el suelo. (Holden, 2009; Worrall y Evans, 2009).

Bardgett y Wardle (2003) propusieron que los cambios en la vegetación derivadas del pastoreo de los herbívoros podrían ocasionar cambios en la estructura y el funcionamiento de las comunidades microbianas del suelo y también de los procesos del suelo. Propusieron que los herbívoros podrían afectar los suelos tanto directamente, a través de insumos como subproductos y perturbaciones físicas, o indirectamente al cambiar la composición de las especies de plantas (y los cambios concomitantes en la productividad y la calidad y cantidad de los residuos vegetales). Los cambios en los suelos inducidos por el pastoreo podrían, a su vez, afectar las tasas de ciclo de nutrientes del suelo, lo que podría retroalimentar (feedback) a la comunidad vegetal (ver el siguiente párrafo). Un aspecto importante del modelo de Bardgett y Wardle (2003) es que propone que el efecto de los herbívoros en las comunidades y procesos microbianos del suelo depende de los rasgos funcionales de la planta promovidos por la herbivoría. De esta manera, si los herbívoros aumentan el dominio de los rasgos de las plantas relacionados, por ejemplo, con bajas tasas de crecimiento relativo (RGR) y bajo contenido de nitrógeno (N) en los tejidos, entonces se espera que los herbívoros desaceleren la tasa de ciclaje de nutrientes del suelo. Por otro lado, si los herbívoros promueven características de las plantas como una RGR alta y un alto contenido de N en los tejidos, entonces se espera que la herbivoría acelere las tasas de ciclaje de nutrientes del suelo como resultado de una mayor actividad microbiana del suelo y un cambio hacia microbios de rápido crecimiento.

Como se dijo anteriormente, los efectos de los herbívoros en el suelo pueden retroalimentar (feedback) a la comunidad vegetal. Esto permite el uso del enfoque de feedback planta-suelo para estudiar los efectos indirectos de los herbívoros. Estos feedback planta-suelo son ampliamente reconocidos (van der Putten, 2005; Bonanomi et al., 2005; Bezemer et al., 2006; Casper et al., 2008; Harrison y Bardgett, 2010). Sin embargo, no se sabe cómo tales feedbacks están mediadas por otros procesos/organismos ecológicos como la herbivoría/los herbívoros, aunque los efectos indirectos de la herbivoría sobre las plantas a través de sus efectos en el suelo se han reconocido desde hace mucho tiempo (Owen, 1980; Owen y Wiegert, 1981). Una implicación importante de tales dinámicas feedback sobre las plantas es que potencialmente pueden modificar las interacciones planta-planta y, por lo tanto, la coexistencia de especies. Un feedback planta-suelo puede definirse como el efecto

que tiene cierta comunidad microbiana del suelo sobre crecimiento de las especies de plantas con las que dichos microbios del suelo han crecido previamente (van der Putten, 2005). Si la comunidad microbiana del suelo condicionada por una especie de planta tiene un efecto positivo en su crecimiento, entonces este efecto se denomina feedback positivo. Por otro lado, si la comunidad microbiana del suelo condicionada por una especie de planta tiene un efecto negativo en su crecimiento, entonces este efecto se denomina feedback negativo. Una serie de combinaciones específicas de estudios de campo e invernadero se usaron para determinar:

1) los efectos de dos prácticas de manejo del pastoreo (extensivo continuo versus de exclusión) sobre las propiedades del suelo en pastizales de tierras altas ácidos y pobres en nutrientes en el norte de Inglaterra.

2) cómo estos efectos del pastoreo en las propiedades del suelo (llamados feedback planta-suelo mediado por herbívoros) afectan la dinámica de competencia en *E. vaginatum* y *N. stricta*, dos graminoides que ocurren en densidades contrastantes bajo condiciones de pastoreo y sin pastoreo en los pastizales de meseta en el Reino Unido.

3) si los efectos del feedback planta-suelo mediado por herbívoros en la competencia de las plantas podrían explicarse por las preferencias de absorción de formas N por *E. vaginatum* y *N. stricta*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para saber cómo los efectos del pastoreo en las propiedades del suelo afectan la competencia *N. stricta-E. vaginatum* se utilizó un experimento de competencia totalmente factorial, combinado con un enfoque de feedback planta-suelo. El experimento de fedback planta-suelo "ideal" consiste en cultivar suelo con especies de plantas objetivo, pero el uso de suelo con ocurrencia de plantas habitando por largo tiempo en él es una práctica común (Kulmatiski y Kardol, 2008), y es el enfoque utilizado aquí. Se tomaron muestras de suelo de dos áreas en la Reserva Natural Nacional de Ingleborough en el Parque Nacional Yorkshire Dales, en el norte de Inglaterra (54, 18º N, 2, 36º E). Un área es un pastizal ácido de tierras altas dominado por *N. stricta* (Rodwell, 1992) y se maneja con pastoreo continuo de ovejas. La otra área es un sitio adyacente sin pastoreo que fue cercado durante más de 7 años para excluir a los herbívoros domésticos y promover la recuperación del sitio. La exclusión de herbívoros ha resultado en un aumento en la abundancia de *E. vaginatum* y arbustos ericáceos, y modificado varios procesos del suelo.

Se tomaron muestras de suelo de 10 puntos elegidos al azar dentro de las áreas pastoreadas y no pastoreadas para recolectar suficiente material para el experimento. Los suelos se pasaron por una malla de 2 mm para eliminar raíces y residuos vegetales y se almacenaron a 4 ºC. Los efectos de confusión causados por el contenido inicial de nutrientes del suelo se eliminaron mezclando suelos con arena en una proporción de 1:5. Esta práctica es común en experimentos planta-suelo (Bever, 1994; Frank et al., 2003). La mayoría de las propiedades del suelo, incluido el N inorgánico extraíble, no difirieron significativamente en las mezclas de suelo y arena entre los suelos tomados de las áreas pastoreadas y no pastoreadas.

La mezcla se usó para llenar macetas experimentales de 1 L (10 x 12 cm) donde se permitió que las plantas se establecieran. Las interacciones competitivas entre *N. stricta* y *E. vaginatum* se evaluaron con un diseño factorial completo con 4 densidades combinadas de cada especie de planta para separar los componentes intra e interespecíficos de la competencia (Snaydon, 1991; Watkinson y Freckleton, 1997; Inouye, 2001). Se muestrearon porciones de suelo intactas tomadas de áreas pastoreadas y no pastoreadas, con plantas de *N. stricta* y *E. vaginatum* respectivamente, en la misma fecha que el suelo, y se llevaron al laboratorio donde se colocaron en un invernadero durante 6 semanas. Una vez que las plantas desarrollaron tejidos verdes, se dividieron en macollos individuales con 2 hojas y raíces completamente desarrolladas. Los macollos de cada especie se asignaron aleatoriamente a 1 de las 32 combinaciones del arreglo factorial completo de la fuente del suelo (pastoreo frente a no pastoreo) y 4 densidades de macollos para cada especie de planta (4 densidades para *N. stricta* y 4 densidades para *E. vaginatum*), con 5 repeticiones por tratamiento (2 x 4 x 4 x 5 = 160). Se utilizaron las siguientes densidades de plantas para cada especie: sin plantas, baja densidad = 2 macollos; densidad media = 4 macollos; y alta densidad = 6 macollos. Los macollos se plantaron equidistantemente y, en el caso de mezclas de ambas especies, la posición de los macollos se asignó al azar. Después de la siembra, se permitió que los macollos se establecieran durante otras 6 semanas. Durante este período, los macollos fallidos fueron reemplazados hasta que se logró el establecimiento completo. En este momento, se permitió que el experimento corriera durante 7 meses en un invernadero con un ciclo de luz-oscuridad de 12/12 horas, una irradiancia media de 430 Wm^{-2} (desviación estándar = 190 Wm^{-2}), temperatura media media de 20 ^{o}C , y una humedad atmosférica media del 55 %. Las macetas experimentales se regaron cada día con agua desionizada para alcanzar aproximadamente el 60 % de la capacidad de retención de agua (65 % de contenido gravimétrico del suelo).

Después de 7 meses, las macetas se cosecharon cortando el material vegetal. Las coronas (definidas como el tejido de transición entre los brotes y las raíces) y las raíces se separaron del suelo manualmente y se clasificaron por especies, excepto una fracción de raíces (0,36 ± 0,03 g por maceta) que no se pudo asignar con certeza a ninguna de las especies, y que no se incluyó en los análisis. Todo el material vegetal se secó en horno a 70 ^{o}C durante 48 horas y se pesó por especie para determinar el peso individual de los macollos, la biomasa total de brotes, corona y raíces, y la partición de la biomasa total entre estos 3 componentes de la planta. El suelo recolectado después de la cosecha de las plantas se pasó por un tamiz de 2 mm y se almacenó a 4 ^{o}C hasta que se realizó el análisis de laboratorio. El suelo se analizó para concentraciones de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) extraíbles, y para el carbono (C) y N de la biomasa microbiana del suelo, y la respiración basal del suelo, como medida de la actividad microbiana.

La biomasa total de brotes, coronas y raíces, la relación brotes/subsuelo (corona + raíces) y la proporción de biomasa total dividida en brotes, raíces o coronas por especie, se analizaron mediante ANOVA siguiendo dos enfoques. Primero, la fuente del suelo y el tipo de tratamiento de competencia (monocultivos versus mezclas) se usaron como factores ANOVA para evaluar cómo ambas especies respondieron a la presencia de competidores intra e interespecíficos. En segundo lugar, se exploró cómo respondieron las especies a los

niveles crecientes de competencia interespecífica analizando los modelos ANOVA con la fuente del suelo y la densidad del competidor interespecífico como factores. La biomasa de brotes por macollo individual para cada especie y fuente de suelo (4 modelos) se analizó mediante el modelo de competencia hiperbólica (Mead, 1970), que puede separar la intensidad de la competencia intraespecífica e interespecífica, respectivamente. Las estimaciones de parámetros para el modelo se obtuvieron mediante el uso de la rutina de estimación de mínimos cuadrados no lineales en R. El efecto de la fuente del suelo en la competencia intraespecífica e interespecífica se determinó comparando los valores de los parámetros para cada especie en el modelo bajo cada tipo de suelo.

Un tratamiento sin plantas (densidad de ambas especies = 0) se usó para determinar los efectos que las especies de plantas tienen en las propiedades del suelo en los suelos pastoreados y no pastoreados al final del experimento. El NH_4^+ y el NO_3^- extraíbles del suelo, el C y el N de la biomasa microbiana y la respiración basal del suelo se analizaron con ANOVA utilizando la fuente del suelo (pastoreo y sin pastoreo) y el tipo de maceta (sin plantar, *E. vaginatum*, *N. stricta* o mezclas de ambas especies) como los principales factores. Aunque se agregó un volumen fijo de agua a las macetas durante la duración del experimento, hubo una variación en el contenido de agua del suelo de maceta a maceta al final del experimento. Por lo tanto, el contenido final de agua del suelo se utilizó como covariable para la mayoría de los análisis, excepto para la respiración basal, ya que la humedad se estandarizó para esta medida. Todas las variables fueron transformadas para cumplir con los criterios de normalidad y homogeneidad de varianza cuando fue necesario. Todos los análisis se realizaron con el paquete estadístico R para Linux (R Development Core Team, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La biomasa de brotes de *E. vaginatum* en monocultivos fue aproximadamente dos veces mayor en plantas cultivadas en suelo pastoreado que en suelo sin pastoreo, pero fue similar en ambos suelos cuando las plantas experimentaron competencia con *N. stricta* (interacción fuente de suelo x competencia, $F_{1,108}$ = 45,0, P < 0,001). La reducción en la biomasa de los brotes de *E. vaginatum* en respuesta a las densidades crecientes de *N. stricta* fue más fuerte en el suelo pastoreado que en el suelo no pastoreado (interacción fuente del suelo x densidad $F_{3,104}$ = 17,5, P < 0,001). En contraste, la respuesta negativa de la biomasa de brotes de *N. stricta* a *E. vaginatum* (efecto de competencia, $F_{1,111}$ = 25.0, P < 0.001) fue independiente de la fuente del suelo (interacción de fuente de suelo x competencia, $F_{1,111}$ = 0.5, P = 0.4). La biomasa de la corona de *E. vaginatum* se redujo por la competencia con *N. stricta* solo en el suelo pastoreado (interacción fuente del suelo x competencia, $F_{1,107}$ = 8.5, P < 0.01), y esta reducción fue particularmente fuerte en respuesta a las bajas densidades de *N. stricta* (fuente del suelo x interacción densidad $F_{3,107}$ = 3.0, P < 0.01). La competencia con *E. vaginatum* también redujo la biomasa de la corona de *N. stricta* (efecto de la competencia, $F_{1,108}$ = 24,4, P < 0,001), pero esta respuesta fue independiente de la fuente del suelo (interacción fuente del suelo x competencia, $F_{1,108}$ = 0,3, P = 0,5). La biomasa de la corona de *N. stricta* fue en promedio un 25 % mayor cuando se cultivó en suelo pastoreado que en suelo no pastoreado (efecto de la fuente del suelo, $F_{1,108}$ = 2,6, P < 0,01). Los efectos negativos de *N. stricta* sobre

la biomasa de la raíz de *E. vaginatum* fueron mayores en el suelo pastoreado que en el suelo sin pastoreo (interacción fuente del suelo x competencia, $F_{1,107}$ = 2,0, P = 0,06).

En promedio entre los tipos de suelo, la competencia con *E. vaginatum* disminuyó la biomasa de la raíz de *N. stricta* en un 40 % (efecto de la competencia, $F_{1,107}$ = 30.8, P < 0.001), y esta reducción no difirió con la fuente del suelo (fuente del suelo x interacción competencia, $F_{3,107}$ = 2,6, P = 0,1).

El aumento de la intensidad de la competencia intra-específica observada en ambas especies en los suelos provenientes del área pastoreada podría explicarse por un aumento en el tamaño de las plantas individuales (Weiner, 1990; Schwining y Weiner, 1998). Tal aumento fue una respuesta a la mayor disponibilidad de nutrientes en suelos acondicionados por pastoreo. Esta idea está respaldada por nuestras medidas de crecimiento de las plantas, disponibilidad de N del suelo y de la actividad microbiana del suelo, todas mayores en suelos acondicionados por pastoreo vs suelos no pastoreados. Dado que eliminamos las diferencias en la concentración inicial de N entre ambos suelos, la mayor concentración final de N en el suelo de los pastizales pastoreados podría resultar de los efectos del pastoreo en comunidades microbianas que aceleran la mineralización de N. Este aumento en la disponibilidad de N en los suelos de pastizales pastoreados está respaldado es similar al observado con mediciones de campo (Medina-Roldán et al. 2012), y se piensa que es uno de los principales mecanismos por las que los grandes herbívoros influyen indirectamente en los ecosistemas (Bardgett y Wardle, 2003; Frank et al., 2003).

Por otra parte, los efectos indirectos (feedback planta-suelo) sobre la competencia inter-específica fueron específicos de la especie. Esto es, el feedback planta-suelo aumentó la capacidad competitiva de *N stricta* a expensas de la de *E. vaginatum.* De esta forma, la influencia negativa que ejercía *N stricta* sobre *E. vaginatum* aumentó al doble, pero el de *E. vaginatum* en *N stricta* disminuyó a la mitad cuando ambas especies se cultivaron en suelo acondicionado para pastoreo. Esta asimetría inducida por el pastoreo sobre la competencia interespecífica, beneficiando solo a la planta que más abunda bajo pastoreo, podría explicarse por la influencia indirecta del pastoreo sobre los rasgos de la planta y sobre las propiedades del suelo. En cuanto a los rasgos de la planta, *Nardus stricta* mostró rasgos positivos relacionados con la competencia por los recursos, como una mayor asignación de brotes y raíces en comparación con las coronas (Casper y Jackson, 1997), y la asignación a estos rasgos incrementó en suelos acondicionados por pastoreo. Hartley y Amos (1999) atribuyeron la mayor capacidad competitiva de *N. stricta* versus *Calluna vulgaris* a su mayor longitud de raíz y porcentaje de infección por micorrizas, lo que permitió a *N. stricta* explotar más el N del suelo en un experimento de competencia.

Por lo tanto, la mayor expresión de los rasgos competitivos podría haber contribuido al mayor efecto negativo de *N. stricta* sobre *E. vaginatum* en estos suelos. La idea que *N. stricta* fue más eficiente en la explotación de los recursos del suelo está respaldado adicionalmente por el hallazgo de que la concentración de N al final del experimento fue menor en los microcosmos donde *N. stricta* estuvo presente (tanto en monocultivos como en mezclas) en comparación con microcosmos con *E. vaginatum* o suelo sin plantas. La capacidad de reducir los nutrientes del suelo es considerado un rasgo importante en la competencia de las plantas (Wedin y Tilman, 1993).

CONCLUSIONES

Nuestros resultados demuestran que el pastoreo por herbívoros es responsable de un feedback planta-suelo asimétrico, que favorece a la especie *N. stricta* bajo condiciones de pastoreo. Tales resultados podrían corresponder a un mecanismo que mantiene la competencia de las especies utilizadas en el campo.

BIBLIOGRAFÍA

Bardgett, R. D. and D. A. Wardle, 2003. Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. Ecology 84:2258–2268.

Bardgett, R. D. and D. A. Wardle, 2010. Aboveground-Belowground Linkages: Biotic Interactions, Ecosystem Processes, and Global Change. Oxford University Press, Oxford, UK.

Bever, J. D., 1994. Feeback between plants and their soil communities in an old field community. Ecology 75:1965–1977.

Bezemer, T. M., C. S. Lawson, K. Hedlund, A. R. Edwards, A. J. Brook, J. M. Igual, S. R. Mortimer, and W. H. van Der Putten, 2006. Plant species and functional group effects on abiotic and microbial soil properties and plant-soil feedback responses in two grasslands. Journal of Ecology 94:893–904.

Bonanomi, G., F. Giannino, and S. Mazzoleni, 2005. Negative plant-soil feedback and species coexistence. Oikos 111:311–321.

Casper, B. B. and R. B. Jackson, 1997. Plant competition underground. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 28:545–570.

Casper, B. B., S. P. Bentivenga, B. Ji, J. H. Doherty, H. M. Edenborn, and D. J. Gustafson, 2008. Plant–soil feedback: Testing the generality with the same grasses in serpentine and prairie soils. Ecology 89:2154–2164.

Delgado, C. L., 1999. Livestock to 2020: The Next Food Revolution. Discussion Paper 28. International Food Policy Research Institute. Washington, DC. US.

Frank, D. A., C. Gehring, L. Machut, and M. Phillips, 2003. Soil community composition and the regulation of grazed temperate grassland. Oecologia 137:603–609.

Holden, J., 2009. Upland hydrology. In A. Bonn, T. Allott, K. Hubacek, and J. Stewart, editors, Drivers of Environmental Change in Uplands, pages 113 – 134. Routledge. London, UK.

Holden, J., L. Shotbolt, A. Bonn, T. Burt, P. Chapman, A. Dougill, E. Fraser, K. Hubacek, B. Irvine, M. Kirkby, M. Reed, C. Prell, S. Stagl, L. Stringer, A. Turner, and F. Worrall, 2007. Environmental change in moorland landscapes. Earth-Science Reviews 82:75–100.

Hartley, S. E. and L. Amos, 1999. Competitive interactions between *Nardus stricta* l. and *Calluna vulgaris* (L.) Hull: The effect of fertilizer and defoliation on above- and below-ground performance. Journal of Ecology 87:330–340.

Harrison, K. A. and R. D. Bardgett, 2010. Influence of plant species and soil conditions on plant-soil feedback in mixed grassland communities. Journal of Ecology 98:384–395.

Inouye, B. D., 2001. Response surface experimental designs for investigating interspecific competition. Ecology 82:2696–2706.

Kulmatiski, A. and P. Kardol, 2008. Getting plant-soil feedbacks out of the greenhouse: experimental and conceptual approaches. In U. Luttige, W. Beyschlag, and J. Murata, editors, Progress in Botany, volume 69, pages 449–472. Springer Berlin Heidelberg.

McNaughton, S. J., 1985. Ecology of a grazing ecosystem: The Serengeti. EcologicalMonographs 55:260–294.

McNaughton, S. J., 1986. On plants and herbivores. The American Naturalist 128:765–770.

McNaughton, S. J., R. W. Ruess, and S. W. Seagle, 1988. Large mammals and process dynamics in African ecosystems. BioScience 38:794–800

Mead, R., 1970. Plant density and crop yield. Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics) 19:64–81.

Medina-Roldán, E., J. Paz-Ferreiro, and R. D. Bardgett, 2012. Grazing exclusion affects soil and plant communities, but has no impact on soil carbon storage in an upland grassland. Agriculture. Ecosystems & Environment 149:118-123.

Milchunas, D. G. and W. K. Lauenroth, 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs 63:328–366.

Milchunas, D. G., O. E. Sala, and W. K. Lauenroth, 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. The American Naturalist 132:87.

Owen, D. F., 1980. How plants may benefit from the animals that eat them. Oikos 35:230–235.

Owen, D. F. and R. G. Wiegert, 1981. Mutualism between grasses and grazers: an evolutionary hypothesis. Oikos 36:376–378.

R Development Core Team, 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Rodwell, J. S., 1992. British Plant Communities: Volume 3, Grasslands and Montane Communities. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Schwinning, S. and J. Weiner, 1998. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. Oecologia 113:447–455.

Snaydon, R. W., 1991. Replacement or additive designs for competition studies? Journal of Applied Ecology 28:930–946.

van der Putten, W. H., 2005. Plant-soil feedback and soil biodiversity affect the composition of plant communities. In R. D. Bardgett, M. B. Usher, and D. W. Hopkins, editors, Biological Diversity and Function in Soils, pages 250–272. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Watkinson, A. R. and R. P. Freckleton, 1997. Quantifying the impact of arbuscular mycorrhiza on plant competition. Journal of Ecology 85:541–545.

Wedin, D. and D. Tilman, 1993. Competition among grasses along a nitrogen gradient: Initial conditions and mechanisms of competition. Ecological Monographs 63:199.

Weiner, J., 1990. Asymmetric competition in plant populations. Trends in Ecology and Evolution 5:360–364.





REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE MINA MEDIANTE PROCESOS DE FITORREMEDIACIÓN: PROTOTIPO SIMULADO EN LABORATORIO DE LA UTVT

Rosa Ibeth Calixto Figueroa[1]; Francisco Ferniza García[1] y Hortencia Sánchez Ramírez[1]

Dirección de Carrera de Tecnología Ambiental de la Universidad Tecnológica del Valle de Toluca. Carr del Depto del Distrito Federal km 7.5, 52044. Santa María Atarasquillo, Lerma, México
ibeth_figuero@outlook.com

RESUMEN

Las descargas de residuos mineros sobre efluentes urbanos afectan la disponibilidad y calidad del agua para los núcleos urbanos aledaños a un complejo minero. Con la finalidad de reducir esta afectación se desarrollado un prototipo de tratamiento biológico mediante el uso de carrizo (*Phragmites australis*) para disminuir el daño ocasionado por la actividad minera, dicha tecnología fue aplicada mediante sistemas de humedales artificiales en diferentes concentraciones (testigo, 50%, 75%, 100%); *Phragmites australis* es una planta considerada como emergente ya que sus raíces estuvieron ancladas a la zona afectada, mientras que sus tallos y hojas fuera del agua; es capaz de sobrevivir a ambientes alterados, acumulando contaminantes orgánicos e inorgánicos en sus raíces, rizoma y tallo, disminuyendo así la cantidad de impurezas del agua (agentes patógenos de aguas grises). El proyecto se llevó a cabo en un periodo de 5 semanas, abarca desde la colecta y aclimatación de la planta, la instalación del bioensayo donde se logró observar la mejoría del agua mediante la disminución de los factores que alteran las características organolépticas, la cantidad de cloruros y sulfatos; así mismo se observó el incremento en el valor de pH y oxígeno disuelto, lo cual fue corroboro a través de análisis químicos, que indicaron una disminución en cuanto a metales pesados y materia orgánica. Las fitotecnologías son una gran alternativa para el descenso de la contaminación en el agua y suelo a nivel global, son tecnologías de baja inversión y presentan una alta aplicabilidad para restauran efluentes contaminados.

PALABRAS CLAVE: *Humedales artificiales; planta hiperacumuladora; tecnología limpia; tratamiento de aguas contaminadas*.

INTRODUCCIÓN

México se ha caracterizado por ser una potencia minera, que actualmente se encuentra entre los primeros lugares de producción de ciertos minerales; la cual ha sido una constante histórica y fuente fundamental en la economía del país (Mejía *et al*., 1999). Debido al crecimiento de la minería también se ha derivado en aumento de los volúmenes de residuos producidos, estos materiales llamados "jales mineros" son depositados a la intemperie. Estos sitios están causando afectaciones a los recursos naturales al liberar cantidades excesivas de compuestos y elementos contaminantes como los metales pesados, entre los cuales está el Cu y el Pb (Cruz Macedo, 2017).





Se han aplicado tecnologías para disminuir la contaminación de aguas y la fitorremediación es una de ellas. Se define como el uso de plantas para eliminar, destruir o transformar contaminantes del suelo, agua y aire (Peña Salamanca, 2013). En este proceso, las plantas son seleccionadas principalmente por su potencial fisiológico, como en el caso de enzimas presentes para tolerar y asimilar sustancias tóxicas, por sus tasas de crecimiento, por la profundidad de sus raíces y su habilidad para bioacumular y/o degradar contaminantes (Peña-Salamanca *et al*., 2013). La vegetación con este tipo de características se conoce como plantas hiperacumuladoras (Peña-Salamanca, 2013), por su capacidad de acumular uno o más elementos inorgánicos, a niveles cien veces más altos que el ambiente circundante y que otras especies creciendo bajo las mismas condiciones ambientales.

El objetivo de este proyecto fue resarcir los contaminantes presentes en un ramal provocados por la actividad minera, mediante el proceso de fitorremediación, para disminuir los efectos adversos al medio ambiente y además cumplir con los estándares de calidad de agua que solicita la normatividad vigente y aplicable.

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación de la muestra sintética de agua. En el mes de marzo de 2022 se llevó a cabo el muestreo de agua en el rio jilguero ubicado en Santa María Atarasquillo, Lerma cerca de la UTVT, en donde se recolectaron 60L de agua gris, provenientes de esta zona, para agregarla a la muestra sintética y posteriormente hacer los humedales artificiales mediante la NOM-230-SSA1-2002, la cual indica que los envases deben ser de plástico y tener tapa hermética, posteriormente se agregó Zn a 125 ppm y Cu a 164 ppm, además de suelo contaminado por residuos de mina, este suelo proviene de Zimapán Hidalgo, y tiene altos índices de metales pesados como plomo, cadmio, mercurio.

Realización de los humedales y caracterización del agua sintética. Para realizar los humedales artificiales, estos se recolectaron cerca de la UTVT y se llevaron al laboratorio para colocarlos en tinas de plástico con el agua contaminada a diferentes concentraciones para realizar el seguimiento de la remoción de los contaminantes añadidos. La caracterización del agua se determinó parámetros de pH, turbidez, conductividad eléctrica, color y temperatura, oxígeno disuelto, con esto ayudo a identificar los cambios ocurridos en la calidad del agua mediante observaciones y registro periódico en la presencia de contaminantes.

Cloruros y Sulfatos. La determinación de cloruros en agua se lleva a cabo mediante la NMX-AA-073-SCFI-2001. El contenido de sulfatos en agua se lleva a cabo mediante la NMX-AA-074-SCFI-2014, la cual establece el método turbidimétrico para la medición del ion sulfato en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los frascos de vidrio se lavaron y secaron para recolectar el agua sintética, a distintas concentraciones de 100%, 75% y 50% contaminada más la muestra testigo (no tiene contaminantes).

La recolección del carrizo *Phragmites australis* se realizó en la colonia Pueblo Nuevo Tlamimiloalpan, en el mes de marzo se recolecto manualmente con un azadón, arrancando

la planta desde la raíz, para ponerla en adaptación al agua (colocándola en agua de la llave durante 2 semanas en cubetas y botes de plástico), y cuando se trasplantará a la muestra de agua sintética resistiera y comenzará la depuración de contaminantes. Enseguida se colocó el agua sintética en tinas de plástico de aproximadamente 15L en concentraciones de 100% agua contaminada, 75% agua contaminada y 25% agua natural, 50% agua contaminada y 50% agua natural y la muestra testigo que no contiene ningún contaminante o residuo de mina.

Cuando se colocaron en marcha los humedales artificiales el agua tenía un olor desagradable particular del rio jilguero, el agua era de color grisácea y una vez que se colocó el suelo proveniente de la mina el agua se tornó de color negro, y cuando se añadió el cobre y el zinc, se formó una ligera tela color gris encima del agua que conforme pasaron los días desapareció. En el cuadro 1 se muestra la caracterización de la muestra desde la semana 1 hasta la semana 5, en la cual se observan los parámetros fisicoquímicos analizados en este tiempo, además se puede examinar cómo van disminuyendo estos parámetros conforme transcurren las semanas.

Cuadro 4. Caracterización del agua.

Parámetros y distribución de tratamientos		pH	Conductividad eléctrica µS/cm	Oxígeno disuelto	Temperatura °C	Color Pt Co	Turbidez
Semana 1	Testigo	7.13	258.1	0.55	17	550	125
	50%	7.4	744.9	0.25	17	550	234
	75%	7.54	754.3	0.39	17	550	316
	100%	6.64	825.6	0.35	17	550	326
Semana 2	Testigo	7.15	521.7	1.31	17	550	130
	50%	7.46	1388	0.35	17	550	256
	75%	7.59	1384	0.49	17	550	234
	100%	6.89	1531	0.40	17	550	295
Semana 3	Testigo	6.07	841	3.6	17	550	72.4
	50%	8.39	1346	5.6	17	550	180
	75%	7.98	1479	5.3	17	550	213
	100%	7.76	1976	4.3	17	431	234
Semana 4	Testigo	8.43	275	5.5	17	385	220
	50%	8.43	1069	5.9	17	405	74.3
	75%	8.09	1178	4.2	17	375	34.6
	100%	8.56	1740	4.7	17	381	46
Semana 5	Testigo	8.25	566	5.5	17	550	170
	50%	8.23	1180	5.9	17	426	37.5
	75%	8.09	1246	4.4	17	444	31.16
	100%	8.46	1530	5.5	17	496	47

Aquí se observa como los índices de calidad de agua van cambiando conforme van variando los parámetros analizados, el pH tiene un rango significativo que va desde un pH ácido hasta un pH alcalino, lo que indica que hubo un crecimiento significativo radicular en las plantas, y en donde se puede observar mejor esto es en la concentración de 100%, ya que

es en donde hubo mayor crecimiento en las raíces porque se pasó de un pH de 6.64 hasta un pH de 8.46 en un lapso de 5 semanas.

En estos días disminuyo gradualmente el color, lo que da como indicador la disminución de materia orgánica contenida en esta agua, aumento el oxígeno disuelto esto es un indicador de que algunas poblaciones de plantas y animales acuáticos pudieran ir adaptándose de nuevo a este entorno ya que poco a poco este pudiera ser habitable de nuevo, donde también se logró obtener un decrecimiento significativo fue en la turbidez, donde es evidente que la materia orgánica disminuyo así como algunas otros contaminantes (Zn, Cu) que se encontraban en el agua.´

Estos parámetros fisicoquímicos son los indicadores de calidad del agua más comunes, para determinar qué tan contaminada pudiera llegar a estar el agua, aquí podemos ver qué; este método de fitorremediación es muy efectivo para lograr disminuir los parámetros que se requieras y aumentar los que se necesitan, el carrizo es una excelente herramienta para cambiar los índices de calidad de agua y disminuir los contaminantes contenidos como metales pesados, materia orgánica, y algunos otros desechos de mina.

Cuando aumenta la conductividad eléctrica la biodisponibilidad de los metales pesados aumenta, ya que al haber más conductividad estos tienen más forma de moverse y ser absorbidos por las plantas así de esta manera las plantas logran absorberlos en forma de nutriente y no de contaminante, por ello las plantas toman un tono más verdoso que al crecer en un lugar sin contaminantes.

Cloruros. La cuantificación de cloruros en la muestra sintética de acuerdo con las distintas concentraciones establecidas se llevó a cabo mediante la fórmula que está establecida en la NOM-AA-73-1981. Los resultados obtenidos con la fórmula de la norma se muestran en la siguiente tabla, mostrando la disminución de cloruros en las muestras de agua sintética de mina, conforme pasaron los días, desde la semana 1 a la semana 5, mostrando una disminución valorable.

Cuadro 2. Cantidad de cloruros contenidos en los humedales.

Semana	Testigo	50%	75%	100%
1	0.01852853	0.07113633	0.0823858	0.10885513
2	0.02349153	0.07411413	0.07907713	0.10190693
3	0.02117547	0.05227693	0.05095347	0.13367013
4	0.02216807	0.0317632	0.02051373	0.1151416
5	0.0277928	0.02316067	0.03308667	0.04532873

Cuando existen grandes cantidades de cloruros en agua, las tuberías de las viviendas se pueden dañar por el exceso de calcio y magnesio, además si llegara a ser ingerida causar enfermedades como diarrea los más vulnerables son los niños. Un agua con alto contenido de cloruros no puede ser utilizada para riego ya que estos afectan la fertilidad del suelo ya que aumentan la salinidad del suelo.

Este proyecto actúa de forma muy positiva ya que el carrizo en el transcurso de cinco semanas logro disminuir hasta un 40% estos altos contenidos de cloruros, lo que indica que es capaz de disminuir la materia orgánica contenida en este tipo de aguas, ya que también los cloruros son indicadores de un alto contenido de materia orgánica y esta proviene de las aguas grises.

Sulfatos. De acuerdo con el análisis hecho en el laboratorio se obtuvo una curva de calibración conforme a las semanas transcurridas durante el proceso de fitorremediación de agua en los humedales, el comportamiento que obtuvieron se muestra en la siguiente tabla y gráficas.

Cuadro 3. Obtención de resultados en el espectrofotómetro.

Semana	Testigo	50%	75%	100%
1	0.02066667	0.14566667	0.24866667	0.379
2	0.03966667	0.84466667	0.94233333	1.12933333
3	0.033	0.93466667	0.96833333	1.02433333
4	0.03166667	0.602	0.69833333	0.97333333
5	0.02556667	0.55133333	0.57566667	0.888

Los altos niveles de sulfato pueden también corroer tuberías, particularmente las de cobre, además son un indicador de la disminución de metales pesados, ya que en la industria minera se utilizan grandes cantidades de pirita y esta suele oxidarse con los metales pesados y al disminuir los sulfatos indica que la cantidad de estos elementos puede disminuir gracias a esta planta, el tiempo de remoción es de aproximadamente de cinco a seis semanas para estar dentro de los índices de calidad de agua que la normatividad requiere de sulfatos.

Los tratamientos biológicos son una gran alternativa para lograr la disminución de contaminantes en el agua, como se vio en estos humedales artificiales, cuando en el paso de algunos días aumento la calidad del agua, además es un tratamiento sustentable, en el que no se ve afectada ninguna especie y estas logran bajar el nivel de contaminación presente. El carrizo es capaz de disminuir la cantidad de cloruros (materia orgánica) y sulfatos en el agua y suelo ya que es una planta adaptativa a estas dos clases de ambiente, y logra controlar los niveles de polución en estos, siendo así una gran alternativa para recuperar ambientes contaminados.

CONCLUSIONES

El carrizo es una planta con excelentes cualidades para remover contaminantes, en estas 5 semanas se ha observado que es capaz de absorber y reducir las concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos, además clarificar gradualmente el agua, y aumenta los índices de calidad del agua. Es un proceso de fitorremediación muy accesible ya que es de bajo costo y los resultados que se obtienen son sorprendentes, es capaz de reproducirse

a pequeña y gran escale bajo diferentes condiciones, todo ello derivado a su clasificación como una planta hiperacumuladora.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los asesores del proyecto M en C.A Francisco Ferniza García y a la M. en C. Hortencia Sánchez Ramírez; así como a la Dirección de Carrera de Tecnología Ambiental de la Universidad Tecnológica del Valle de Toluca quien me recibió con los brazos abiertos brindándome un gran respaldo institucional.

BIBLIOGRAFÍA

Cruz, M. (2017). Contaminación por metales pesados de aguas superficiales en la microcuenca de zimapán, hidalgo. Universidad autónoma de chapingo recuperado 9 de febrero de 2022, recuperado de https://www.ecorfan.org/handbooks/ciencias%20DE%20LA%20QUIMICA%20Y%20AGRONOMIA%20T-i/hcqa_ti_2.pdf

Mejía, E. Z. (1999–09). *ALTERNATIVAS DE MANEJO DE LAS ENFERMEDADES DE LAS PLANTAS*. Redalyc. Recuperado marzo de 2022, de https://www.redalyc.org/pdf/573/57317304.pdf

Peña Salamanca, e. J. (2013). Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: caso helicona psittacorum (heliconiacea). Scielo. Recuperado 9 de febrero de 2022, de http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v37n145/v37n145a04.pdf

EVALUACIÓN DE MICROORGANISMOS RIZOSFÉRICOS NATIVOS COMO PROMOTORES DEL CRECIMIENTO VEGETAL EN MAÍZ EN UN GRADIENTE DE FERTILIZACIÓN MINERAL

Marcela Sarabia [1]; Estefania Saucedo Correa [1]; Dante López Carmona [1]; Miguel Nájera Rincón [2]; Alejandro Alarcón [3]; Carlos González Esquivel [1]; José Antonio Vera Nuñez [4]; Juan José Peña Cabriales [4]; John Larsen [1]

[1]Instituto de investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

[2]Campo Experimental Uruapan, Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Av. Latinoamericana No. 1101, Colonia Revolución, C.P. 60150, Uruapan. Michoacán, México;

[3]Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco Km. 36.5, 56230 Texcoco, Estado de México, México.

[4]Departamento de Biotecnología y Bioquímica, CINVESTAV, Km. 9.6 Libramiento Norte Carretera Irapuato-León, 36821 Irapuato, Guanajuato, México

*Autor de correspondencia: jlarsen@cieco.unam.mx

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó la respuesta del maíz a diferentes microorganismos de la rizósfera en términos de crecimiento vegetal con tres dosis de fertilización mineral en suelo no estéril y bajo condiciones de invernadero. Las cepas seleccionadas son microorganismos nativos de la rizósfera de maíz de diferentes parcelas agrícolas en los estados de Guanajuato, Estado de México y Michoacán. Estas cepas mostrando tener características para promover la salud y nutrición del maíz. Este experimento incluyó dos factores: 1) Microorganismos rizosféricos (*Trichoderma harzianum*, *Candida railenensis*, *Burkholderia cenocepacia* y *Beauveria bassiana*), la combinación de estas cuatro cepas y un control negativo y 2) Tres niveles de fertilización (NPK) que incluyen un control negativo, una fertilización completa (100%) y una fertilización reducida (50%), dando un total de 18 tratamientos con 5 repeticiones. Los resultados mostraron que tanto la levadura *C. railenensis* como la combinación de todos los microorganismos evaluados incrementaron el peso seco aéreo y la respuesta total del crecimiento vegetal a la inoculación microbiana únicamente en los tratamientos sin fertlización. La colonización micorrizica y la longitud de las raíces fue mayor en los tratamientos en los cuales no se aplicaron fertilizantes, sin haber diferencias significativas entre los microorganismos evaluados. En conclusión, de los microorganismos evaluados la levadura *C. railenensis* parece ser un buen candidato como promotor del crecimiento vegetal del maíz en suelos naturales con bajos-medianos niveles de nutrientes.

PALABRAS CLAVE: *Agroecología; bacterias; hongos; microorganismos benéficos; rizósfera.*

INTRODUCCIÓN

El maíz es la principal fuente de alimento en México y como en todos los cultivos su producción agrícola requiere de la aplicación del uso de fertilizantes para potencializar su rendimiento, que comúnmente son aplicados en forma mineral. Sin embargo, las cantidades excesivas de fertilizantes minerales que se aplican a los agroecosistemas causan impactos ambientales adversos en los ecosistemas terrestres y acuáticos (Tilman et al., 2002). Una herramienta alternativa para la producción de cultivos sostenibles reduciendo el uso de fertilizantes minerales, es la utilización de los microorganismos asociados a la rizósfera, ya que forman amplios rangos de asociaciones mutualistas como es el caso de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), bacterias fijadoras de nitrógeno, rizobacterias promotoras de crecimiento, hongos entomopatógenos y otros con múltiples funciones como algunas levaduras del suelo y *Trichoderma spp*. (Larsen et al., 2014; Sarabia et al., 2017; Contreras-Cornejo et al., 2016).

La mayoría de los estudios sobre la salud y nutrición que promueven los microorganismos rizosféricos en las plantas se centran en especies microbianas indiviuales en suelo estéril, mientras que la información sobre la respuesta al crecimiento de las plantas con las diferentes comunidades microbianas de la rizósfera en suelo no estéril es limitada, lo cual es una desventaja para la integración de microorganismos benéficos en los agroecosistemas. En el presente estudio, evaluamos la contribución de cuatro microorganismos rizosféricos en suelo no estéril con respecto al crecimiento de plantas de maíz bajo tres dosis de fertilización mineral (NPK). La hipótesis planteada fue que el crecimiento de las plantas promovido por los inóculos de microrganismos rizosféricos sería mayor al estar combinados y en condiciones de limitación de fertilizantes minerales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental. El experimento tuvo un diseño aleatorio bifactorial: 1) Microorganismos rizosféricos (Control negativo, *T. harzianum*, *C. railenensis*, *B. cenocepacia* y *B. bassiana,* y la combinación de estos cuatro inóculos) y 2) Fertilización mineral NPK (Control negativo, una fertilización reducida al 50% de la dosis recomendada de NPK y una fertilización completa al 100%). Cada uno de los 18 tratamientos tuvo 5 repeticiones obteniendo un total de 90 unidades experimentales (90 plantas).

Material biológico. Las cepas seleccionadas para el inóculo microbiano utilizado en el experimento forman parte de la colección de microorganismos benéficos de la rizósfera de maíz obtenidos de alguno de los sitios de colecta del proyecto "Importancia de los microbios benéficos de la rizósfera en la producción sustentable de maíz" (SEP CONACyT-Ciencia Básica, 2012).

T. harzianum y *B. bassiana* fueron propagados en medio de cultivo agar dextrosa y papa, incubados durante 15 días a 26°C.

Para preparar la suspensión de conidios se realizó un raspado en la caja Petri adicionando 10 ml de agua con dispersante (tritón al 0.01%).

La cepa de *B. cenocepacia* fue cultivada en caldo soya tripticasa, mientras que *C. railenensis* se cultivó en un medio líquido compuesto por peptona, dextrosa y extracto de levadura. Ambas fueron puestas en agitación (120 rpm) durante tres días a temperatura ambiente.

La variedad de maíz híbrido CRM-52 de la casa semillera Híbridos Rústicos fue utilizada en este experimento. Esta variedad ha mostrado ser sensible a la deficiencia de fósforo, por lo que se presume que puede asociarse bien con los HMA nativos. Como sustrato se utilizó un suelo luvisol bajo en fósforo procedente de parcelas de maíz en Santiago Undameo, Michoacán.

Establecimiento experimental. Para el establecimiento del experimento se llenaron macetas de 2 kg con 1.7 kg de suelo no estéril. Las dosis con fertilizantes minerales fueron aplicadas de acuerdo a los tratamientos establecidos. La concentración de inóculo de microorganismos en los tratamientos correspondientes fue de la siguiente manera: *C. railenensis*: 2.6 x 10^9 UFC, *T. harzianum:* 2.5 x 10^9 UFC, *B. bassiana:* 7.0 x 10^8 UFC y *B. cepacia:* 1.33 x10^9 UFC, basado en dosis utilizadas con éxito por nuestro equipo de trabajo en estudios anteriores. La inoculación microbiana se llevó a cabo directamente en el suelo antes de la siembra. Las plantas fueron establecidas en invernadero y fueron regadas cada día al 70% de su capacidad de campo.

Cosecha y análisis. La cosecha de las plantas se llevó a cabo 8 semanas después de la siembra. La parte aérea se separó de la raíz y se secó durante 48 h. a 70 ° C para obtener el peso seco. Las raíces se lavaron con agua del grifo. Se usaron dos gramos de submuestras de raíz para medir la colonización de HMA en las raíces de acuerdo a la técnica de Giovanetti y Mosse (1980). El resto de las raíces se secaron para obtener su peso total. La longitud total de la raíz se determinó por el método de intersección de línea (Newman, 1966).

Análisis estadístico. Todos los datos se sometieron a análisis estadísticos con modelos lineales generalizados con el software JMP versión 16.2.0. Los análisis de Tukey se utilizaron para las comparaciones de tratamiento post hoc para efectos de factores significativos e interacciones entre factores.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Nuestros resultados mostraron interacciones significativas entre los microorganismos inoculados y la fertilización con NPK en el peso seco aéreo, peso seco de raíz y en la respuesta total del crecimiento vegetal a la inoculación microbiana. La levadura *C. railenensis* y la combinación de todos los microorganismos (Mix) incrementaron el peso seco aéreo y la respuesta total del crecimiento vegetal a la inoculación microbiana sólo en los tratamientos sin fertilización (Figura 1A y 1C). *T. harzianum*, *B. cenocepacia* y *B. bassiana* no tuvieron ningún efecto al promover el crecimiento de las plantas de manera individual (como lo hicieron en experimentos previos con suelo estéril), lo cual probablemente se deba a algún mecanismo de competencia en suelo no estéril. De igual forma, la combinación de los microorganismos incrementaron el peso seco de la raíz únicamente en los tratamientos sin fertilización (Figura 1B). *B. bassiana* ha sido reportado en varios estudios como un agente de control biológico y como un promotor de crecimiento vegetal (Zitlapopoca et al., 2017). Sin embargo, en el presente estudio, se observó una reducción en la respuesta total del crecimiento vegetal a la inoculación con este microrganismo cuando las plantas no tenían fertilizantes. Esta depresión de crecimiento fue mitigada en los tratamientos donde se aplicó la fertilización (Figura 1C).

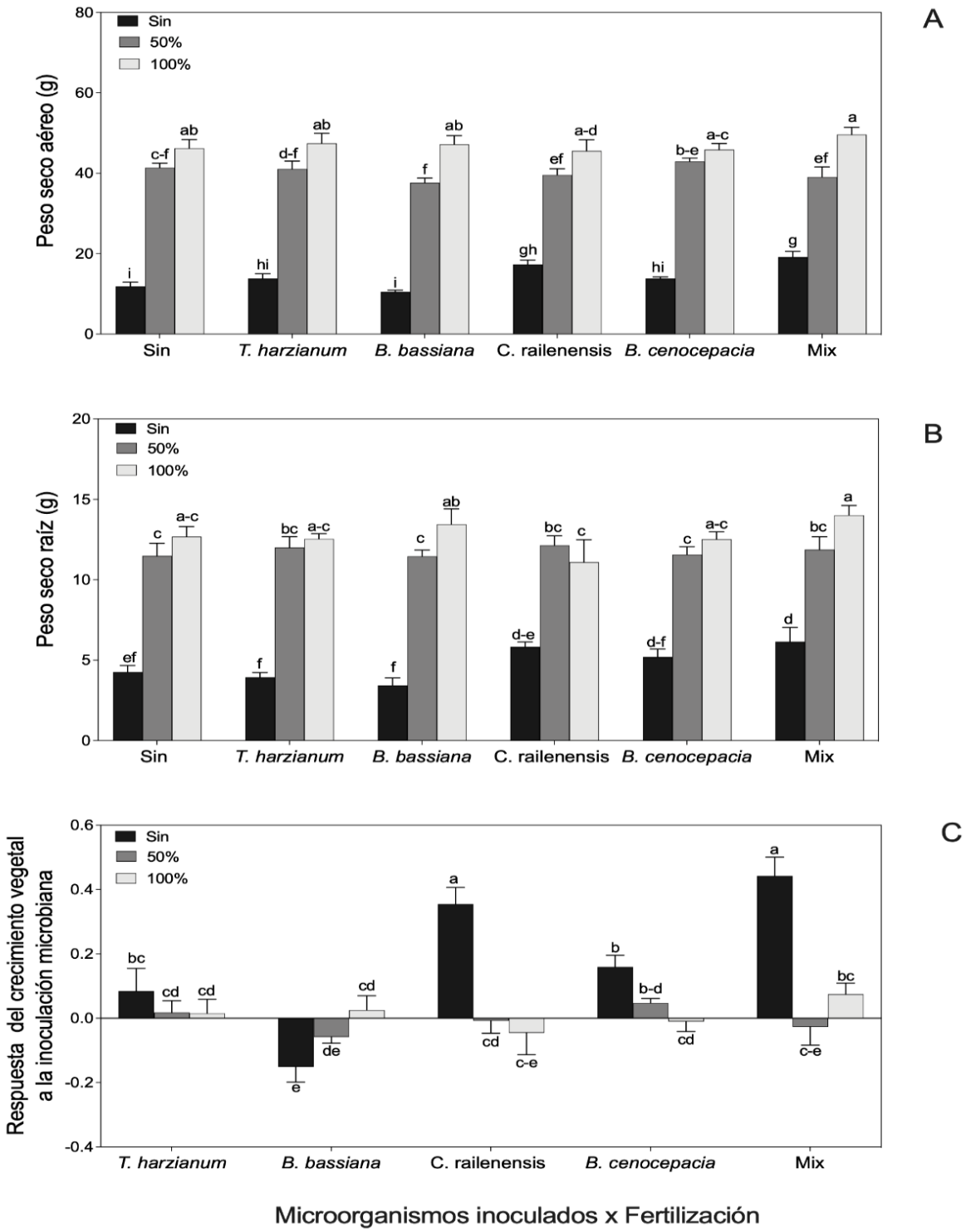


Figura 1. Promedios de los tratamientos con la interacción de los factores "microorganismos inoculados x fertilización" en plantas de maíz de ocho semanas para las variables (A) peso seco aéreo, (B) peso seco raíz y (C) respuesta del crecimiento vegetal a la inoculación microbiana. Las letras diferentes indican efectos significativos en los tratamientos y las barras de error representan el error estándar de la media.

CONCLUSIONES

De los microorganismos evaluados en este estudio la levadura *C. railenensis* parece ser un buen candidato como promotor del crecimiento vegetal del maíz en suelos naturales con bajos-medianos niveles de nutrientes.

BIBLIOGRAFÍA

Contreras-Cornejo, H. A., Macías-Rodríguez, L., Del-Val, E. K., & Larsen, J. (2016). Ecological functions of Trichoderma spp. and their secondary metabolites in the rhizosphere: interactions with plants. *FEMS microbiology ecology*, *92*(4)

Giovannetti, M., Mosse, B. (1980). An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New phytologist*, 489-500.

Larsen, J., Jaramillo-López, P., Nájera-Rincon, M., & González-Esquivel, C. E. (2015). Biotic interactions in the rhizosphere in relation to plant and soil nutrient
dynamics. *Journal of soil science and plant nutrition*, *15*(2), 449-463.

Newman, E. I. (1966). A method of estimating the total length of root in a sample. *Journal of applied Ecology*, 139-145.

Raya-Hernández, A. I., Jaramillo-Lopez, P. F., Lopez-Carmona, D. A., Diaz, T., Carrera-Valtierra, J. A., & Larsen, J. (2020). Field evidence for maize-mycorrhiza interactions in agroecosystems with low and high P soils under mineral and organic fertilization. *Applied Soil Ecology*, *149*.

Sarabia, M., Cazares, S., González-Rodríguez, A., Mora, F., Carreón-Abud, Y., & Larsen, J. (2018). Plant growth promotion traits of rhizosphere yeasts and their response to soil characteristics and crop cycle in maize agroecosystems. *Rhizosphere*, *6*, 67-73.

Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, *418*(6898), 671-677.

Zitlalpopoca-Hernandez, G., Najera-Rincon, M. B., del-Val, E. K., Alarcon, A., Jackson, T., & Larsen, J. (2017). Multitrophic interactions between maize mycorrhizas, the root feeding insect Phyllophaga vetula and the entomopathogenic fungus Beauveria bassiana. *Applied soil ecology*, *115*, 38-43.

INFLUENCE OF PESTICIDE AND MICROBIAL SEED TREATMENTS ON NATIVE RHIZOSPHERE MICROORGANISMS IN MAIZE UNDER CONSERVATION AGRICULTURE

Pablo Jaramillo-López [1]; Jaén Blas Romero [2]; Marcela Sarabia [2]; Simon Fonteyne [4]; Abel Saldivia Tejeda [4]; Nele Verhulst [4]; John Larsen [2,3*]

[1]CONACYT-Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, ExHacienda de San José de la Huerta, C.P. 59180, Morelia, Michoacán, Mexico.
[2]Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Ex-Hacienda de San José de la Huerta, C.P. 59180, Morelia, Michoacán, Mexico.
[3]Laboratorio Nacional de Innovación Ecotecnológica para la Sustentabilidad, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta, C.P. 59180, Morelia, Michoacán, Mexico.
[4]International Maize and Wheat Improvement Center (CIMMYT), Carretera México-Veracruz, km45, El Batán, Texcoco, Mexico.
*Corresponding author: jlarsen@iies.unam.mx

SUMMARY

In conventional maize production seeds are treated with pesticides to reduce root damage from insect pests and soil borne root diseases. Since pesticides can have adverse effects on human health and non-target soil biota, biological alternatives are needed, such as beneficial rhizosphere microorganisms like *Trichoderma harzianum*, *Metarhizium anisopliae* and plant growth promoting rhizobacteria (PGPR). However, as for pesticides it is important to test for possible non-target effects on the native soil biota after microbial seed inoculation. In a field experiment with maize under conservation agriculture, we examined the effects of seed application with commercial products of the abovementioned microorganisms compared with pesticide seed treatment and a negative control without seed treatment. Soil samples were taken during the complete crop cycle to measure root growth, root colonization with mycorrhizal fungi and pathogens, soil microbial communities in terms of biomarker fatty acids, and ecological guilds of soil nematodes. Main results showed that most of the measured root and soil microbial variables changed over time. However, no effects from seed treatments were observed for the soil microbial parameters measured. In conclusion, our results show that pesticide and microbial seed treatments do not seem to alter communities of native soil microorganisms.

KEYWORDS: *Agroecology*; *Metarhizium*; *nematofauna*; *rhizosphere*; *Trichoderma.*

INTRODUCTION

Maize is an important crop in Mexico in terms of diet and cultural identity, which is mainly produced conventionally with high inputs of agrochemicals, most often with minimum crop rotation and use of tillage. Such conventional agricultural production systems are causing adverse environmental impacts from the use of pesticides and mineral





fertilizers in terms of human health and eutrophication, respectively (Tilman et al., 2002). Conservation agriculture with no-tillage, crop diversification (rotation and service crops) and rational use of agrochemicals, is an alternative sustainable agricultural system (Speratti et al., 2015). Soil nutrients are stored in the soil biota and organic matter, minimizing nutrient loss from N lixiviation and denitrification and P mineral occlusion. Also, the high amount of soil organic matter in conservation agriculture promotes the abundance and function of soil biota improving soil health.

Independent of the crop system employed, maize roots are subject to herbivory from insect pests like white grub larvae and diseases caused by pathogens including parasitic nematodes (Alvarado-Herrejon et al., 2019) and other root inhabiting microorganisms such as *Pythium*, *Polymyxa* and *Microdochium* (Aguilar-Aguilar et al., 2017). Seed treatments to manage these root pests, include pesticide applications and/or microbial seed inoculation with plant growth and health promoting microorganisms like entomopathogenic fungi, biocontrol fungi against root diseases and plant growth promoting rhizobacteria.

Roots are naturally inhabited by growth and health promoting microorganisms such as arbuscular mycorrhizal fungi and the soil closely associated with roots, the rhizosphere, is a hot spot of energy and microbial activity, key in nutrient cycling and root health (Philippot et al., 2013). The rhizosphere is inhabited by bacteria and fungi, as well as their grazers, including protozoans, nematodes and microarthropods. Agricultural practices that rely heavily on agrochemicals can adversely affect the abundance, diversity, and functions of these beneficial rhizosphere microorganisms (Larsen et al., 2015).

Here we evaluated possible non-target effects of seed treatments with pesticides and beneficial rhizosphere microorganisms in a field experiment under conservation agriculture on native populations of beneficial and pathogenic root-inhabiting microorganisms and soil microorganisms in terms of biomarker fatty acids and ecological guilds of soil nematodes. Our main hypothesis was that the pesticide seed treatment would cause alterations in the native soil microbial community to a higher extend than that of the microbial seed treatment.

MATERIALS AND METHODS

Experimental design. The experiment had a randomized factorial block design with the factor seed treatments with 6 treatments: 1) Control without seed treatment, 2) Pesticides; 3) Trianum-P (*T. harzianum*), 4) BENERhizium (*M. anisopliae*); 5) Trianum-P+BENERhizium and 6) Microsoil (Mix of PGPR bacteria). Each treatment had 3 replicates in separate blocks resulting in 18 experimental units. During the crop cycle individual soil samples were taken at vegetative, flowering, and physiological maturity (senescence) maize growth phases.

Experimental set-up. The experiment was performed at the CIMMYT field station in Texcoco (State of Mexico) in Mexico. Each experimental unit was 3 x 5.5 m with a plant density of 60000 plants ha^{-1} with 75 cm distance between plants. Sowing was performed in June 2021 with seeds of the maize landrace Magdalena Panoaya. Plants were fertilized with mineral fertilizers and herbicides were used to control weeds.

Harvest and analyses. During the full crop cycle at vegetative, flowering and senescence maize growth phases, three soil samples (5x20 cm metal soil cores) were taken randomly





from all experimental units. The three soil samples were used to measure root biomass and root microbial colonization, nematode community and soil microbial community and abundance. Roots were washed free of soil and weighed. A 2 g root subsample was used to measure root colonization with AMF and pathogens with microscopy after staining with trypan blue according to Giovannetti and Mosse (1985). Nematodes were extracted with the sucrose centrifugation method (Freckman and Virginia, 1993) and the nematodes were counted and classified according to their ecological guild (Yeates, 2003). Finally, soil microbial communities were measured with biomarker fatty acids according to Lopez-Carmona et al., (2018).

Statistics. All variables measured were subjected to one-way ANOVA performed with the JMP version 16.2.0. Post hoc mean treatment comparisons were made with LSD. Variables presented as percentage were arcsin transformed. Prior to the ANOVA, all variables were tested for variance homogeneity with the Bartlett test and if not log transformations were applied.

RESULTS AND DISCUSSION

None of the root and soil microbial variables measured were affected by any of the seed treatments evaluated. However, all soil variables significantly differed during the maize plant growth cycle (Table 1). These results suggest that pesticide and microbial seed inoculation in the present study did not present non-target effects on native root and soil microorganisms measured.

Table 1. Mean values of selected root and soil variables measured at vegetative (I), flowering (II) and senescence (III) maize growth phases. Different letters indicate significant differences between treatments.

Root and soil variables	Maize growth phase		
	I	II	III
Root biomass (g fresh weight)	1.7^{b}	3.6^{a}	4.6^{a}
AMF root colonization (%)	49.9^{a}	41.0^{a}	40.0^{a}
Total pathogen infection (%)	2.0^{c}	12.0^{b}	33.3^{a}
Total microbial biomarker fatty acids (nmole g^{-1} soil dwt)	40.9^{b}	52.1^{a}	43.3^{ab}
Total number of soil nematodes	197^{c}	337^{b}	561^{a}

Mycorrhizal fungi and the other root inhabiting microorganisms such as *Polymyxa*, *Microdochium*, *Pythium* and nematodes observed in the present study have been reported as common in conventional maize agroecosystems, responding to soil characteristics, crop growth cycle and agricultural practices (Alvarado-Herrejon et al., 2019; Aguilar et al., 2017; Raya-Hernandez et al., 2019).

CONCLUSIONS

In conclusion, our results show that pesticide and microbial seed treatments do not seem to alter communities of native microorganisms in maize rhizosphere soil in conservation agriculture.

ACKNOWLEDGEMENT

Thanks to Cesar Maldonado for technical support.

REFERENCES

Aguilar, R., Carreón-Abud, Y., López-Carmona, D., & Larsen, J. (2017). Organic fertilizers alter the composition of pathogens and arbuscular mycorrhizal fungi in maize roots. *Journal of Phytopathology 165, 448–454.*

Alvarado-Herrejón, M., Larsen, J., Gavito, M.E., Jaramillo-López, P.F., Vestberg, M., Martínez-Trujillo, M., & Carreón-Abud, Y. (2019). Relation between arbuscular mycorrhizal fungi, root-lesion nematodes, and soil characteristics in maize agroecosystems. *Applied Soil Ecology 135, 1–8.*

Contreras-Cornejo, H.A., Macías-Rodríguez, L., del-Val, E., & Larsen, J. (2016). Ecological functions of Trichoderma spp. and their secondary metabolites in the rhizosphere: interactions with plants. *FEMS Microbiology Ecology 92, fiw036.*

Freckman, D.W., Virginia, R.A. (1993). Extraction of nematodes from Dry Valley Antarctic soils. *Polar Biology 13, 483–487.*

Giovannetti, M., & Mosse, B. (1980). An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular infection in roots. *New Phytologist 84, 489–500.*

Larsen, J., Jaramillo-López, P., Nájera-Rincón, M., and González-Esquivel, C.E. (2015). Biotic interactions in the rhizosphere in relation to plant and soil nutrient dynamics. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition 15, 449–463.*

Larsen, J., Rincón, M., González-Esquivel, C., & Gavito, M. (2014). Management of Rhizosphere microorganisms in relation to plant nutrition and health. In N. Benkeblia (Ed.), *Agroecology, Ecosystems, and Sustainability* (pp. 103–120). Boca Raton, FL: Informa.

López-Carmona, D.A., Alarcón, A., Martínez-Romero, E., Peña-Cabriales, J.J., & Larsen, J. (2019). Maize plant growth response to whole rhizosphere microbial communities in different mineral N and P fertilization scenarios. *Rhizosphere 9, 38–46.*

Raya-Hernández, A.I., Jaramillo-López, P.F., López-Carmona, D.A., Diaz, T., Carrera-Valtierra, J.A., & Larsen, J. (2020). Field evidence for maize-mycorrhiza interactions in agroecosystems with low and high P soils under mineral and organic fertilization. *Applied Soil Ecology 149, 103511*

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature 418 (6898), 671.*

Yeates, G.W. (2003). Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biology and Fertility of Soils. 37, 199–210.*

Speratti, A. *et al*. (2015). Conservation Agriculture in Latin America. In: Farooq, M., Siddique, K. (eds) *Conservation Agriculture*. Springer, Cham.







División 3

Aprovechamiento del Recurso Suelo

BIOREMEDIACIÓN DE CADMIO (II) POR UN HONGO AISLADO DEL MEDIO AMBIENTE

Deysi Anel Juárez Torres[1]; Juan F. Cárdenas González[2]; Adriana Rodríguez Pérez[2]; Víctor M. Martínez Juárez[3]; Ismael Acosta-Rodríguez[1]

[1]Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas. Laboratorio de Micología Experimental. Av. Dr. Manuel Nava No. 6 Zona Universitaria. C.P. 78320. San Luis Potosí, S.L.P. México.
[2]Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Centro de Investigación y Extensión de la Zona media. El Balandran. Calle Escontría No. 230, Barrio 3, C.P. 79660. Ciudad Fernández, S.L.P., México.
[3]Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Área Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Instituto de Ciencias Agropecuarias. Rancho Universitario, Av. Universidad Km. 1 Ex-Hda. de Aquetzalpa, AP 32, CP 43600 Tulancingo, Hidalgo-México.

RESUMEN

El cadmio es un metal que se encuentra en la corteza terrestre, asociado con minerales de cinc, plomo y cobre, sin embargo, la exposición excesiva a este metal puede resultar en una variedad de síntomas en los seres humanos, como problemas pulmonares, renales, y fragilidad ósea, es liberado al suelo, agua y aire durante la extracción y refinación de metales no ferrosos, y en la manufactura y aplicación de abonos de fosfato. Nuestro objetivo fue analizar la capacidad de remoción de 50 mg/L de Cadmio (II) en solución por la biomasa del hongo *Purpureocillium lilacinum,* aislado de muestras ambientales de una Plaza cercana a la zona universitaria de San Luis Potosí, encontrando que la biomasa analizada, puede crecer hasta en 300 ppm del metal (1.2 mg de peso seco), y elimina eficientemente el metal en solución (determinado espectrofométricamente a 518 nm utilizando el método colorimétrico de la Ditizona), con una remoción del 56.3% (50 mg/L) a las 32 horas de incubación, 28°C, 1 g de biomasa, 100 rpm y pH de 6.0.

PALABRAS CLAVE: *Contaminación; biosorción; biomasa fúngica; cadmio.*

INTRODUCCIÓN

El cadmio (Cd) es un metal pesado que fue descubierto en Alemania en 1817; sin embargo, su utilización a nivel mundial se incrementó hace 50 años por el desarrollo de la metalurgia, se encuentra en la naturaleza en óxidos complejos (sulfuros, carbonatos) en compuestos de zinc, plomo y minas de cobre, es muy económico, y se utiliza principalmente como anticorrosivo y electro estabilizador. La exposición al cadmio ocurre en su mayoría a nivel ocupacional. Las principales rutas de exposición son: la inhalación del polvo y los gases, así como la ingesta accidental de polvo de las manos, cigarrillos y/o alimentos contaminados (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2014). La exposición poblacional se produce al aspirar el humo de tabaco o el consumo de alimentos contaminados, siendo esta la principal fuente de exposición en personas no fumadoras. También, la expansión de la industria de reciclado de baterías de níquel y cadmio es una posible fuente de exposición, y este metal es uno de los más tóxicos, pues se bioacumula,

por su persistencia, los efectos nocivos para los humanos y el ambiente, además de que se difunde fácilmente a través del agua y el viento. Además, la exposición ocupacional a diferentes compuestos de cadmio está relacionada con un mayor riesgo de desarrollo y muerte por cáncer de pulmón (U.S. Environmental Protection Agency, 2013).

Actualmente, se ha incrementado la aplicación de biomasas de diferente naturaleza, que tienen la capacidad para bioadsorber una gran variedad de contaminantes, como para la remoción de cadmio (II) de aguas residuales industriales y/o contaminadas con resultados altamente satisfactorios (Gutiérrez *et al*., 2021). Al respecto, existen reportes con bacterias, algas, hongos, plantas y otros, donde se remueve eficientemente este metal, entre los que se encuentran: la remoción de cadmio de aguas contaminadas por la biomasa de *Eichhornia crassipes* (Gutiérrez *et al*., 2021), por hongos aislados del río Bharalu, en Assam (Dipannita *et al*., 2021), diferentes biomasas de *Aspergillus versicolor* (Soleimani *et al*., 2016), la biomasa de *Rhizopus* sp., (Apaza-Aquino y Valderrama Valencia, 2020), diferentes bacterias resistentes al mismo metal (Jebril *et al*., 2022), y por la raíz de la planta de girasol (Cerron *et al*., 2020). Por lo que el objetivo de este trabajo fue determinar la capacidad de remoción de cadmio (II) en solución por el hongo *P. lilacinum* aislado del medio ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se aisló el hongo mediante exposición abierta y prolongada de cajas de Petri con medio de agar Sabouraud dextrosa, adicionado con 200 ppm de cromo (VI), a partir de un lugar cercano a la Facultad de Ciencias Químicas, San Luis Potosí, México, el cual está contaminado con vapores industriales (Cárdenas González, *et al*., 2021). Para la obtención de la biomasa, se inocularon 1 x 10^6 esporas/600 mL en medio de caldo tioglicolato, 7 días a 28°C, a 100 rpm. Posteriormente, la biomasa se filtró en papel Whatman No. 1, se lavó 3 veces con agua tridesionizada estéril, se secó 24 h a 80°C, se molió, se esterilizó en matraces Erlenmeyer de 250 ml, y se guardó a temperatura ambiente. Para los análisis de remoción, se utilizaron 100 mL de soluciones de 50 mg/L de cadmio ($CdCl_2$), ajustando el pH con $HN0_3$ 1N y 1.0 g/100 mL de biomasa en cada matraz, tomando alícuotas de 5 mL a diferentes tiempos, removiendo la biomasa por centrifugación (3000 rpm/5 minutos), y al sobrenadante se le analizó la concentración del metal en solución por el método colorimétrico de la Ditizona a 518 nm (Greenberg *et al*., 1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La cepa fúngica analizada, creció en diferentes concentraciones del metal (0- 350 mg/L), aunque el crecimiento es menor que en el control sin metal (Cuadro 1), lo cual sugiere que este hongo puede ser resistente al metal analizado, indicando la presencia de cadmio (II) en la zona muestreada. Estos resultados obtenidos son similares a reportes previos, como para *Colletotrichum gloeosporioides,* el cual crece en presencia de 400 ppm del metal, (Dipannita *et al*., 2021), algunas proteobacterias que resisten concentraciones entre 200-500 mM de cadmio (Jebril *et al*., 2022), y para *A. versicolor*, el cual bioadsorbe 11.63 mg Cd/g de biomasa (Soleimani *et al*., 2016).

También, se estudió la capacidad de remoción de cadmio (II) en solución, observando que la biomasa analizada elimina el 56.3% del metal a las 32 horas de incubación bajo las

condiciones analizadas (Cuadro 2), lo cual es similar a lo reportado para la biosorción del metal con diferentes biomasas (Gutiérrez *et al*., 2021; Dipannita *et al*., 2021; Soleimani *et al*., 2016; Apaza-Aquino y Valderrama Valencia, 2020;Jebril *et al*., 2022; Cerron *et al*., 2020).

Cuadro 1. Crecimiento en peso seco del hongo *P. lilacinum* en presencia de diferentes concentraciones de cadmio (II)

Concentración de Cadmio (II) (mg/L)	Crecimiento (mg de peso seco)
0	49
50	37
100	26
150	19
200	13
250	7.0
300	1.2
350	0,0

Cuadro 2. Remoción de 50 mg/L de cadmio (II) por la biomasa de *P. lilacinum* *

Tiempo de incubación (horas)	Porcentaje de remoción (%)
0	0.0
8	10.3
16	30.1
24	46.2
32	56.3

28ºC, pH 6.0, 1 g de biomasa, 32 h de incubación, 100 rpm.

CONCLUSIONES

El hongo analizado, remueve eficientemente el metal analizado, y puede ser una alternativa para la eliminación del metal de sitios contaminados.

BIBILOGRAFÍA

Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2014 Toxic Substances Portal - Cadmium. Atlanta, GA: Centers for Disease Control and Prevention.

Apaza-Aquino, H., y María Rosario Elsa Valderrama Valencia, M.R.E. 2020.

Eficiencia de la biomasa de *Rhizopus* sp en la remoción de Cadmio (II). Revista de Investigaciones de la Escuela de Posgrado, Universidad Nacional del Altiplano. 9 (4): 1805-1816.

Cárdenas González, J.F., Acosta Rodríguez, I., Terán Figueroa, Y., Lappe Oliveras, P., Martínez Flores, R. y Rodríguez Pérez, A.S. 2021. Biotransformation of Chromium (VI) via a Reductant Activity from the Fungal Strain *Purpureocillium lilacinum*. Journal of Fungi. 7 (1022). 1-14.

Dipannita, D., Pinky, B., Devi, N.N., y Mayuri, C. 2021. Biosorption of Cadmium by Fungi Isolated from Bharalu river, Assam. Journal of Tropical Life Science. 11 (3): 279–284.

Greenberg, A.E., Clesceri, L.S. & Eaton, A.D. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 18a. ed. American Public Health Association. Washington DC. 3.107

Gutiérrez, P., Aradillas, D. y Acosta, I. 2021. Aplicación de la biomasa de *Eichhornia crassipes* en la remoción de Cd^{+2} en aguas contaminadas por desechos industriales. Avances en Ciencias e Ingeniería. Vol. 12 (3), 17-29.

Jebril, N., Boden, R. y Charlotte Braungardt, Ch. 2022. Cadmium resistant bacteria mediated cadmium removal: a systematic review on resistance, mechanism and bioremediation approaches. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 1002 012006. 1-25.

Munive, R., Gamarra, G., Munive, Y., Puertas, F., Valdiviezo, L. y Cabello, R. 2020. Absorción de plomo y cadmio por girasol de un suelo contaminado y remediado con enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompost. Scientia Agropecuaria. 11(2): 177-186.

Soleimani N., Fazli, M.M., Ramazani, A., y Mehrasbi, M.R. 2016. Application of Live, Dead, and Dried Biomasses of *Aspergillus Versicolor* for Cadmium Biotreatment. Journal of Human Environmental Health Promotion. 1(2): 87-98.

U.S. Environmental Protection Agency. Basic Information about Cadmium in Drinking Water. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2013

EFECTO DEL MANEJO REGENERATIVO EN PASTIZALES GANADEROS DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE SOBRE EL ALMACENAMIENTO DE CARBONO

Karla Liliana López García[1]; Gabriela Guillén Cruz[1]; Dulce Flores-Rentería[2]

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
[2]Conacyt-Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
e-mail: yaahid.flores@cinvestav.edu.mx

RESUMEN

El suelo tiene la capacidad de almacenar carbono (C) dependiendo de su uso. La retención de C en el suelo tiene múltiples beneficios, por lo que es necesario gestionar el suelo con prácticas que garanticen su retención. En la ganadería se aplica el manejo convencional como un pastoreo libre, con una sobreexplotación del recurso vegetal y erosión del suelo; en la actualidad se buscan alternativas que permitan la resiliencia del suelo, como el manejo regenerativo, ejemplos de este son el manejo holístico y el pastoreo no selectivo. El objetivo del estudio fue evaluar la capacidad de almacenamiento de C en los pastizales ganaderos con distintos manejos. Se evaluaron dos ranchos, el rancho Valle Colombia que aplica el manejo holístico y el rancho Los Robles que utiliza el pastoreo no selectivo para determinar el efecto del manejo regenerativo sobre C del suelo. Adicionalmente se determinó la densidad aparente, la textura y el contenido de carbono total del suelo. Los resultados mostraron un mayor almacenamiento de C en el pastoreo no selectivo (3.32 ± 0.48 %) en comparación al manejo convencional (1.74 ± 0.20 %). Así, el manejo ganadero regenerativo, en especial el pastoreo no selectivo, tiene una mayor capacidad de retención y almacenamiento de C en comparación del manejo convencional.

PALABRAS CLAVE: *Manejo ganadero; materia orgánica; almacenamiento de carbono.*

INTRODUCCIÓN

Los suelos cumplen con múltiples funciones que son el soporte de la vida terrestre, estas funciones están divididas en 4 categorías denominadas servicios ambientales del suelo. Dentro de estos servicios se encuentran los de regulación, pues el suelo funciona como regulador del clima al almacenar al carbono atmosférico secuestrado por las plantas mediante la fotosíntesis, y después ser transferido al suelo como C a través de descomposición de la materia orgánica (Lal, 2016). Los suelos tienen la capacidad de almacenar 2,500 gigatoneladas de C que es 3.3 veces más C que la atmósfera (950 gigatoneladas de C); sin embargo, el secuestro y almacenamiento de C, dependerá del tipo e intensidad de manejo del suelo. Además, el C del suelo influye en la estructura, retención de agua, actividad de microorganismos y en la retención de nutrientes (Lal, 2016). Por lo anterior, es de suma importancia aplicar prácticas de conservación del C del suelo para

contribuir al cambio climático. Una de las actividades productivas de mayor importancia en el norte del país es la ganadería vacuna. En el desierto Chihuahuense se han aplicado prácticas de manejo convencional, mismas al hacer uso de pastizales sin un pastoreo planificado han tenido como resultado la degradación de los suelos por sobrepastoreo (Guzmán Aranda *et al.*, 2012). Recientemente, se han aplicado métodos que promueven la retención del C en el suelo incrementando la resiliencia de estos sistemas productivos. Estas prácticas se han autodenominado regenerativas, se incluye el manejo holístico y el manejo no selectivo, ambas han mostrado buenos resultados, pero es necesario evaluar su contenido de C en el suelo para comprobar el almacenamiento de C y determinar si el manejo regenerativo tiene un efecto positivo en la re-carbonización los suelos (Gosnell *et al.*, 2020). El desarrollo de estrategias productivas que fomentan el almacenamiento de carbono en el suelo contribuirá a la seguridad alimentaria con múltiples beneficios para los productores y el planeta. El objetivo del presente estudio es comprobar la capacidad de almacenamiento de carbono del manejo regenerativo al compararlo con el manejo convencional. La hipótesis del estudio es que la aplicación del manejo regenerativo en los pastizales ganaderos del desierto Chihuahuense incrementa el porcentaje de carbono en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Con la finalidad de conocer el efecto del manejo regenerativo de pastizales ganaderos del desierto Chihuahuense sobre el almacenamiento de carbono en el suelo, se analizó su contenido y algunas características físicas del suelo, como la textura y la densidad aparente. Se seleccionaron dos tipos de manejo regenerativo: manejo holístico y pastoreo no selectivo. El estudio del manejo holístico se llevó a cabo en el rancho Valle Colombia con una extensión es de 26,000 ha, está ubicado en el municipio de San Buenaventura del estado de Coahuila (28° 22' 0.120" N 102° 17' 60.000" O). El manejo holístico aplicado por 42 años en este rancho consiste en dividir la extensión territorial del rancho para alimentar al ganado con un pastoreo planificado. El área que se utiliza por día es de 64 ha con 1,400 vacas, una vez que el área ha sido utilizada, se deja descansar durante 3 meses mínimo y el ganado se rota al siguiente sitio. El estudio del pastoreo no selectivo se realizó en el rancho Los Robles con una extensión de 600 ha, ubicado en el municipio de Riva Palacios en el estado de Chihuahua (28° 36' 13.203" N 106° 35' 45.859" O). El manejo no selectivo aplicado por 8 años en este rancho consiste dividir la extensión territorial para alimentar al ganado con los pastizales con un pastoreo planificado. En el área de estudio, utilizan 350 vacas en 6 ha, una vez que el ganado consumió todo el forraje en esta extensión, dejando una altura en la planta de 3 cm, se rota al siguiente sitio, de 6 ha. El área utilizada se deja descansar hasta que alcance 2 ciclos de lluvias o alrededor de 18 a 24 meses. Se seleccionaron parcelas representativas de 200 x 200 m en cada rancho, donde se muestrearon 10 puntos utilizando el método radial, además se seleccionaron ranchos con manejo convencional adyacentes a los sitios de estudio como control. El muestreo del suelo se realizó en octubre del 2021, se tomaron 500 g de suelo a una profundidad de 10 cm. Para la determinación de los parámetros, el suelo se tamizó con una malla de 2 mm.

El contenido de carbono del suelo se determinó con el método de combustión seca de Dumas, donde se utilizaron 10 mg de suelo tamizado a 0.149 mm por malla 100. Se utilizó

un autoanalizador Elemental Thermo Scientific™ FlashSmart™ 2000 con configuración analítica CHNS/O y con combustión a 900º C (FAO, 2019).
La densidad aparente del suelo se determinó con el método de la probeta (Centeno, 2017). La textura del suelo se determinó con un analizador de tamaño de partícula LA-950 HORIBA Scientific. Los porcentajes obtenidos se extrapolaron para determinar la clase textural del suelo con un triángulo de textura.
Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una sola vía, en conjunto con la prueba de Tukey con un α=0.05, para determinar las diferencias significativas entre los manejos regenerativos y sus respectivos controles.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de carbono del suelo de pastizales ganaderos con manejo holístico presentó un promedio de 6.05 ± 0.260 %, mientras que el promedio de su control fue de 5.96 ± 0.13 % de C, en comparación, no presentó diferencias significativas entre el manejo holístico y convencional de acuerdo con el ANOVA de una vía (Figura 1a). Por otra parte, el suelo de pastizales con pastoreo no selectivo presentó un promedio de 3.32 ± 0.48 % de C, siendo significativamente mayor en comparación al promedio de 1.74 ± 0.20 % de C del suelo con manejo convencional de acuerdo con ANOVA de una vía (Figura 1b).

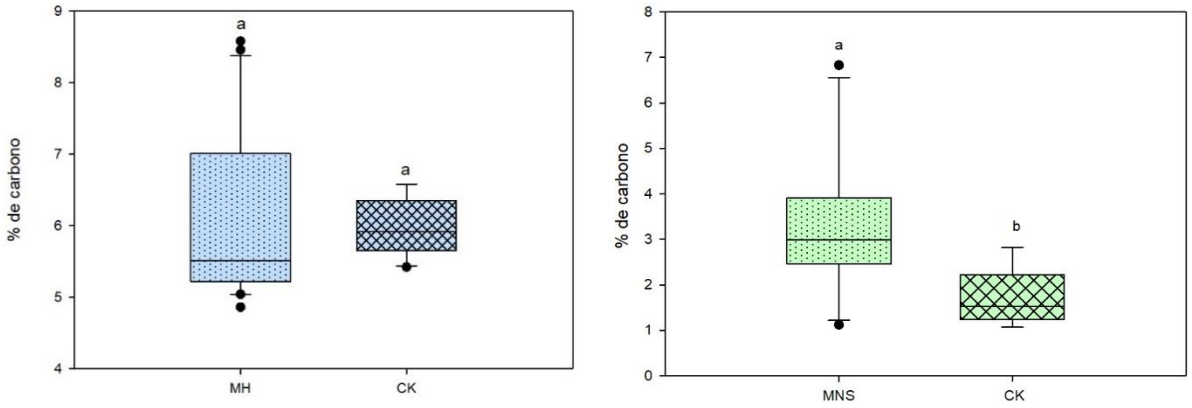


Figura 1. Contenido de carbono del suelo en a) pastizales con manejo holístico (MH) y su respectivo control adyacente (CK); y b) manejo no selectivo (MNS) y su control adyacente (CK). Las letras minúsculas representan las diferencias significativas de acuerdo con ANOVA de una vía. La línea en las cajas representa la media, mientras que los puntos representan los valores máximos y mínimos.

Los valores de carbono total en ambos manejos regenerativos son mayores a los encontrados en pastizales naturales del desierto Chihuahuense, en Durango con valores de 2.21 – 2.66 % (Gutiérrez-Guzmán *et al.*, 2018). Lo anterior demuestra que la aplicación del manejo regenerativo mantiene e incrementa los valores de carbono en los pastizales ganaderos que utilizan el manejo regenerativo, en comparación con los pastizales naturales del desierto Chihuahuense.

El análisis de densidad aparente de los suelos de pastizales ganaderos con manejo regenerativo y su respectivo control se muestran en el Cuadro 1. El análisis de textura dio como resultado una textura franco-limosa en los suelos de estudio de pastizales ganaderos con manejo regenerativo y su respectivo control.

Cuadro 1. Densidad aparente de suelos de pastizales ganaderos con manejo regenerativo (holístico y no selectivo) y controles de manejo convencional. Los valores representan la media ± el error estándar.

	Holístico	Control holístico	No selectivo	Control no selectivo
Densidad aparente ($g \cdot cm^3$)	1.05 ± 0.01	1.04 ± 0.01	1.10 ± 0.03	1.14 ± 0.02
Limos (%)	85.0	80.5	66.2	65.8
Arcilla (%)	3.20	3.7	2.1	2.9
Arena(%)	11.8	15.8	31.7	31.2

Con las variables anteriores, además de la profundidad del suelo, se realizó el cálculo de C almacenado en el suelo. Cuadro 2.

Cuadro 2. Cálculo de contenido de carbono orgánico en pastizales ganaderos con manejo holístico, no selectivo y su respectivo control de manejo convencional. Considerando una profundidad de 10 cm del suelo.

Manejo	Densidad aparente ($t\ m^3$)	Masa del suelo* ($t\ ha^{-1}$)	Carbono total (%)	Carbono almacenado** ($t\ ha^{-1}$)
Holístico	1.05	1050	6.00	63.00
Control holístico	1.04	1040	5.96	61.90
No selectivo	1.10	1100	3.32	36.52
Control no selectivo	1.14	1140	1.74	19.83

*La masa del suelo fue calculada como la superficie en m^2 (10,000) por la densidad aparente por la profundidad de muestreo en metros (0.1 m).
**El carbono almacenado fue calculado como la masa del suelo por el carbono total entre 100.

Al comparar los resultados del almacenamiento de C, destaca que la diferencia de C en el suelo del manejo holístico con su respectivo control tiene como resultado valores similares. Sin embargo, el C del suelo con manejo no selectivo tiene valores más altos en





comparación con su control. Estos resultados son similares a los detectados en pastizales de Chiahuahua, en los que encontraron mayores reservas de carbono en suelos de pastizales semiáridos moderadamente pastoreados con alta cobertura de pastos forrajeros en comparación con pastizales sobrepastoreados con baja cobertura vegetal, en un promedio de 34.5 y 24.3 t C ha^{-1}, respectivamente (Jurado *et al.*, 2013). Estos resultados contrastantes apuntan al potencial de almacenamiento de los pastizales, destacando la importancia que tienen en el almacenamiento y captura de carbono en el suelo, con los múltiples co-beneficios que esto representa.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran un mayor contenido y almacenamiento de C en el suelo con pastizales con manejo no selectivo en comparación con el pastizal con manejo convencional. En cambio, el manejo holístico no presentó diferencias significativas en comparación con pastizales con manejo convencional; sin embargo, en comparación con el almacenamiento de pastizales naturales su capacidad de para retener el C en el suelo es mayor. Ambos manejos regenerativos de pastizales ganaderos pueden ser considerados una herramienta para la re-carbonización de los suelos en el desierto Chihuahuense, con los múltiples co-beneficios que esto representa, como la mitigación del cambio climático y el hambre cero.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen al señor Octavio Bermúdez Finan, al señor Luis Robles por la disposición de compartir información detallada del manejo y permitirnos realizar los estudios en sus ranchos ganaderos y al y al Ing. Ángel González Arias, por su apoyo para la realización de este proyecto.

BIBLIOGRAFÍA

Centeno, L. J. G. (2017). Manual: Metodologías de campo para determinar profundidad, densidad Aparente, materia orgánica, infiltración del agua, textura Y pH en el suelo. Managua, Nicaragua.

FAO. (2019). GLOSOLAN (Global Soil Laboratory Network): Standard operation procedure for total carbon. Dumas Dry combustion method. p. 10.

Gosnell, H., et al. (2020). Climate change mitigation as a co-benefit of regenerative ranching: insights from Australia and the United States. *Interface focus* 10,20200027.

Gutiérrez-Guzmán, U. N., et al. (2018). Cuantificación del carbón orgánico del suelo en diferentes tipos de vegetación del noreste del estado de Durango. 18.

Guzmán Aranda, J., et al. (2012). Plan maestro de la alianza regional para la conservación de los pastizales del Desierto Chihuahuense.

Jurado, G., et al. (2013). Carbono orgánico del suelo y su relación con la condición en pastizales y matorrales de Chihuahua. pp. 62-69. *In*: F. Paz, J. Wong, M. Bazán and V. Saynes (eds.), Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. PMC.

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food Energy Secur.* 5,212-222.

RESIDUOS VEGETALES: PROMOTORES DE UNA MAYOR RESPIRACIÓN MICROBIANA EN SUELOS ÁCIDOS

Daniel Tinoco Varela[1]: Jeannette Sofía Bayuelo Jiménez[1]

[1] Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Carretera Morelia-Zinapécuaro km 9.5. 58850 Tarímbaro, Michoacán, México. 1425965j@umich.mx

RESUMEN

El inadecuado uso y manejo del suelo en sistemas intensivos de monocultivo de aguacate ha propiciado impactos negativos en sus indicadores biológicos como la respiración microbiana y mineralización relativa. Se evaluó el efecto de la adición de residuos vegetales en la respiración del suelo en un sistema agrícola de monocultivo de aguacate en Michoacán. Se incubó por un periodo de 14 días muestras de suelo extraído de un sistema cultivado de aguacate con manejo en calle y cajete. Posteriormente, se le adicionaron residuos vegetales de frijol, sorgo y aguacate. Se cuantificó la respiración microbiana, acumulación de CO_2 y tasa de mineralización relativa después de 1, 2, 3, 5, 7, 15, 30, 45 y 90 días. Con la adición de residuos vegetales, la respiración microbiana incrementó 36 % con respecto al suelo sin residuo. La mayor acumulación de CO_2 ocurrió en cajete (55 %), seguido del suelo de calle (21 %). La mayor tasa de mineralización de carbono se obtuvo al segundo día de incubación y fue independiente del tipo de manejo del suelo (cajete: 0.89 g g^{-1} $día^{-1}$ CO_2) y calle (0.90 g g^{-1} $día^{-1}$ CO_2). Se concluye que el uso de residuos vegetales, particularmente de leguminosas, favorecen una mayor respiración microbiana y mineralización relativa de carbono en suelos ácidos.

PALABRAS CLAVE: *Andisoles, acumulación de CO_2, manejo del suelo, mineralización, sistemas agrícolas*

INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente vital de sistemas naturales y agrícolas, en donde ocurren importantes procesos biogeoquímicos y biológicos que mantienen su calidad y funcionalidad (Bessou, 2018). El suelo cumple específicas funciones eco-sistémicas, las cuales incluyen (i) promover la productividad del sistema sin afectar sus propiedades físicas, químicas y biológicas (productividad biológica sostenible); (ii) mitigar contaminantes ambientales y patógenos (calidad ambiental) y (iii) favorecer la salud de plantas, animales y humanos (Karlen *et al*., 1997). El cambio de uso del suelo y la implementación de inadecuadas prácticas agrícolas, particularmente en suelos ácidos, disminuyen su calidad nutrimental (Maranguit *et al*., 2017). Estos factores alteran las actividades microbianas del suelo y la dinámica de sus nutrientes (Spohn *et al*., 2013). Que al final confluyen en una disminución de la productividad agrícola (Dahlgren *et al*., 2004). Diversas estrategias como la labranza mínima, la rotación de cultivos, policultivos, cultivos de cobertura y la retención de residuos vegetales mitigan el efecto del cambio del uso del

suelo (Verhulst *et al*., 2015). Éstas promueven una mayor diversidad de microorganismos y la mineralización de los nutrientes (Smith *et al*., 2016). Las comunidades microbianas, por ejemplo, mantienen los flujos de ingreso y egreso de la materia orgánica y regulan los cambios en su abundancia, actividad y estructura comunitaria (Chen *et al*., 2020). La biomasa microbiana también contribuye con los procesos de descomposición de los residuos vegetales, la mineralización (a través de la respiración), movilización y transformación de los nutrientes (Markussen *et al*., 2018). La respiración del suelo se define como la producción de CO_2 por unidad de área y tiempo y es la resultante de la oxidación química de los compuestos de carbono, mediada por microorganismos y raíces (Pardo *et al*., 2019). Ésta es fundamental en diversos procesos que median la descomposición de la materia orgánica y la transformación de nutrientes a formas simples y asimilables por las plantas (Anriquez *et al*., 2017).

En este estudio se evaluó el efecto de la adición de residuos vegetales en la respiración del suelo en un sistema agrícola de monocultivo de aguacate en Michoacán.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio: El estudio se realizó en un sistema agrícola convencional de monocultivo de aguacate (*Persea americana* Mill) ubicado en la localidad de La Puente en Pablo Cuin, Ario (19°13' N y 101°39' O), en Michoacán, México. El clima es de tipo templado sub-húmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 20 °C y altura de 2000 msnm. El suelo es un Typic Hapludand (Soil Survey Staff, 1999), caracterizado por una alta retención de fosfatos (> 55 %). El muestreo de suelo se realizó en una superficie de 1 ha de acuerdo a una cuadrícula de 10 x 4 puntos a una distancia de 30 m y una profundidad de 0-20 cm. Las muestras se secaron y tamizaron (< 2 mm) antes de la incubación y determinaciones de respiración basal e inducida. Se incluyeron dos usos de suelo (Calle y Cajete) y cuatro tratamientos de manejo agrícola con aporte de residuos vegetales: Sin residuo (SR), residuo de sorgo (*Sorghum bicolor* L., Sb), frijol (*Phaseolus vulgaris* L., Pv) y hojarasca de aguacate (*Persea americana* Mill, Pa).

Incubación del suelo: Las muestras de suelo se incubaron a 28 °C y 65 % de capacidad de campo durante 14 días antes de la aplicación del residuo vegetal con la finalidad de restablecer la actividad microbiana. Una vez transcurrido este periodo, se adicionaron los residuos vegetales correspondientes y se procedió a cuantificar la respiración basal e inducida durante 1, 2, 3, 5, 7, 15, 30, 45 y 90 días.

Respiración basal e inducida: La respiración basal e inducida del suelo se midió en muestras incubadas durante 90 días. El C-CO_2 liberado del suelo se determinó según el método descrito por Isermeyer (1952). Una muestra de 25 g de suelo se colocó en un envase plástico, al cual se le adicionó H_2O hasta alcanzar el 65 % de capacidad de campo. Este envase se introdujo en un frasco de vidrio de 1 L que contenía 50 ml de una solución de NaOH 0.1 N. Ésta se incubó durante 24 horas a 28-30 °C. Posteriormente, se tomó una alícuota de la solución de NaOH 0.1 N y se le añadió 2.5 ml de $BaCl_2$ al 20 % y 3 gotas del

indicador de Timolftaleína ($C_{28}H_{30}O_4$). Finalmente, se valoró con HCl 0.05 N hasta observar un cambio de coloración azul a blanco.

La acumulación de CO_2 se calculó al sumar los mg de CO_2 desprendidos por día, con los mg de CO_2 de días anteriores (Guerrero-Ortiz *et al*., 2012). La tasa relativa de mineralización representa la eficiencia de los materiales utilizados para descomponerse en un tiempo determinado y está dado en gramos de mineralización ganados por gramo de mineralización existente por unidad de tiempo (g g^{-1} dia^{-1}).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La respiración microbiana incrementó en 36 % con respecto al tratamiento sin residuos (Figura 1A). En particular, el mayor incremento de respiración inducida se obtuvo en el residuo de frijol (18 %), seguido del sorgo (15%) y aguacate (14 %). Además, la respiración microbiana del suelo en cajete (0.86 mg CO_2 g^{-1}) superó al de calle (0.69 mg CO_2 g^{-1}). Estas concentraciones se encuentran dentro de los rangos reportados para Andisoles bajo un sistema cultivado (0.072 a 1.89 mg CO_2 g^{-1}) (Rosero *et al*., 2019). En ambos tipos de manejo (calle y cajete) del suelo, la mayor tasa respiratoria se obtuvo en el segundo día de incubación con el residuo de frijol, con un incremento de 59 y 52 % con respecto al suelo sin residuo. Con los residuos de aguacate, solo hubo un incremento de 31% en calle y 17 % en cajete (Figura 1A). A partir del tercer día de incubación, la tasa de respiración microbiana se mantuvo estable con una variación de 0.44 a 0.56 mg CO_2 g^{-1} en el suelo de calle y de 0. 6 a 0.61 mg CO_2 g^{-1} en cajete. Lo anterior se atribuye a una rápida descomposición de los compuestos de carbono contenidos en el tejido vegetal y en la reducción de la biomasa microbiana y su tasa respiratoria (Guerrero-Ortiz *et al*., 2012).

La cantidad de C-CO_2 acumulado a al término de la incubación (90 días) fue mayor en el suelo de cajete (5.3 mg CO_2) que el obtenido en calle (4.7 mg CO_2) (Figura 1B). El incremento de la respiración acumulada en cajete y calle, con respecto al suelo sin residuos, fue de 55 y 21 %, respectivamente. El mayor contenido de CO_2 en cajete y calle, se obtuvo con el residuo de frijol (44 y 40 %), seguido del sorgo (36 y 30 %) y aguacate (37 y 24 %) (Figura 1B). El tejido de frijol tiene una alta concentración de nitrógeno (3.6 mg N g^{-1}) y su relación C: N (12.4) es baja, lo que permite maximizar los procesos de descomposición y la liberación de los nutrientes (Wendling *et al*., 2016).

La mayor tasa de mineralización relativa de carbono se obtuvo el segundo día de incubación del suelo de cajete (0.89 g g^{-1} $día^{-1}$ CO_2) y calle (0.90 g g^{-1} $día^{-1}$ CO_2) con residuos de frijol (Figura 1 C). Con el residuo de sorgo, se obtuvo una tasa de mineralización de 0.83 y 0.87 g g^{-1} $día^{-1}$ CO_2, respectivamente (Figura 1C). Posteriormente, la mineralización disminuyó para todos los tratamientos debido al agotamiento del carbono. Según Guerrero-Ortíz *et al*. (2012), la tasa de mineralización se estima a partir de la liberación de CO_2 que incluye dos etapas: (i) En la primera, ocurre una rápida liberación de compuestos orgánicos lábiles (azúcares, aminoácidos y ácidos orgánicos) y (ii) en la segunda, la actividad biológica disminuye y se estabilizan los compuestos recalcitrantes.

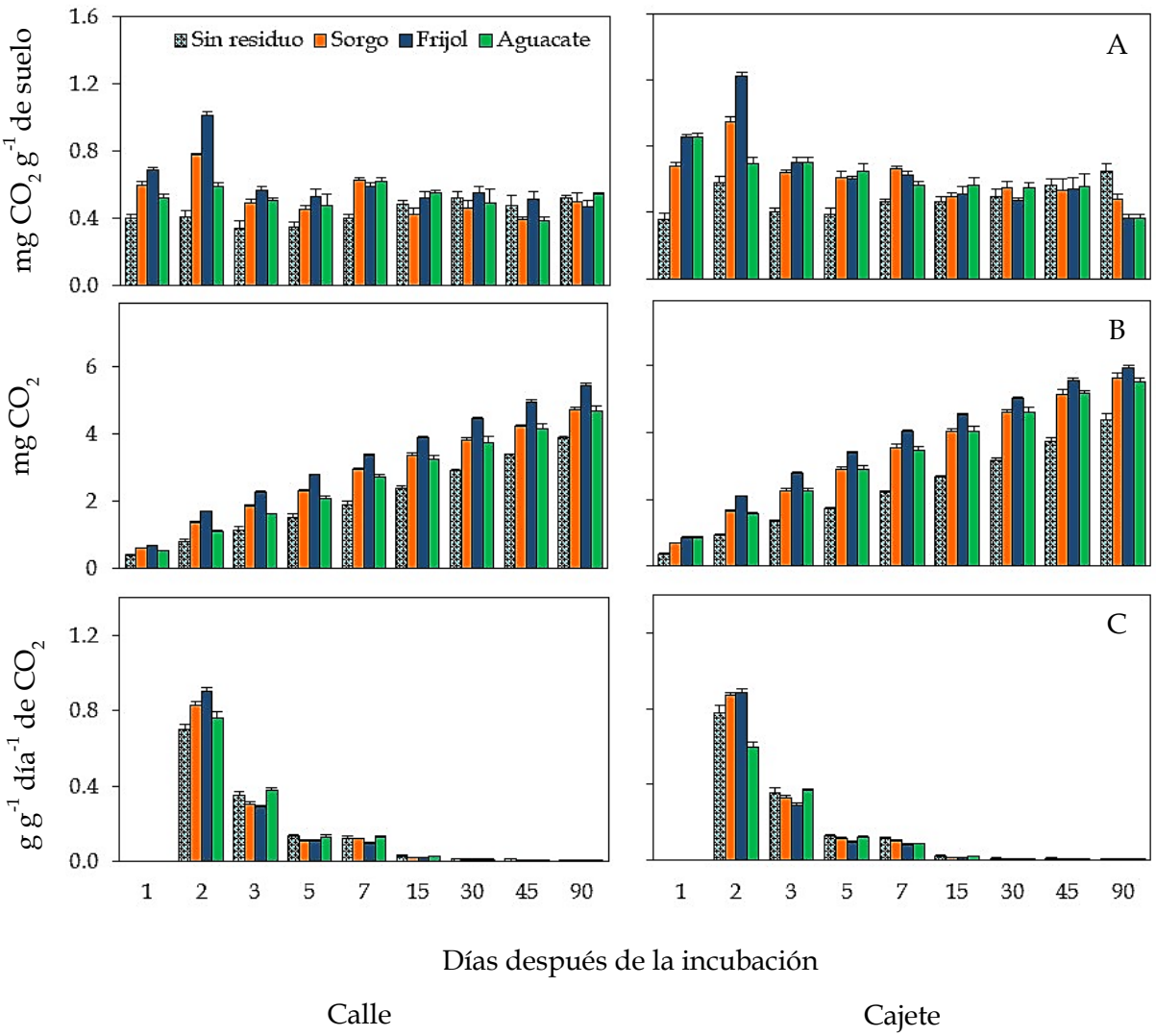


Figura 1. Tasa de respiración (A), acumulación de CO_2 (B) y tasa relativa de mineralización en un suelo con monocultivo de aguacate. Las barras representan el error estándar de la media (n = 6).

CONCLUSIONES

En los suelos ácidos de Michoacán con sistemas agrícolas intensivos (aguacate) disminuyen la actividad respiratoria de los microorganismos. El uso de residuos vegetales, particularmente de leguminosas, favorecen una mayor respiración microbiana y mineralización relativa de carbono.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, Y., Cayama, J., Gómez, E., Reyes, N., y García, H. (2006). Respiración microbiana y prueba de fitotoxicidad en el proceso de compostaje de una mezcla de residuos orgánicos. *Multiciencias 6*: 220-227.

Anriquez, A., Barreto, G., Silberman, J., Domínguez, N. y Nuñez, J.D. (2017). Abundancia y actividad microbiana del suelo en sistemas silvopastoriles de la región chaqueña. *Agrotecnia, 25*: 54.

Bessou, C. (2018). Review of the impacts on soils of land-use changes induced by non-food biomass production. In: Réchauchère, O., Bispo, A., Gabrielle, B. & Makowski, D. (Eds.), *Sustainable Agriculture Reviews 30: Environmental Impact of Land Use Change in Agricultural Systems* (pp. 79-125). Cham, Switzerland: Springer.

Chen, X. D., Dunfield, K. E., Fraser, C. T. D., Wakelin, S. A., Richardson, A. E. & Condron, L. M. (2020). Soil biodiversity and biogeochemical function in managed ecosystems. *Soil Research, 58*, 1-20.

Dahlgren, R. A., Saigusa, M. y Ugolini, F. C. (2004). The nature, properties and management of volcanic soils. *Advances in Agronomy, 82*, 113-182.

Isermeyer, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 56*, 26-38.

Guerrero-Ortiz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S. y Sánchez-Colín, M. J. (2012) Respiración de CO_2 como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra Latinoamericana, 30*: 355 – 362.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. y Schuman, G.E. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal, 61*: 4-10.

Maranguit, D., Guillaume, T. y Kuzyakov, Y. (2017). Land-use affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. *Catena, 149*, 385-393.

Markussen, T., Happel, E. M., Teikari, J. E., Huchaiah, V., Alneberg, J., Andersson, A.F., Sivonen, K., Riemann, L., Middelboe, M., & Kisand, V. (2018). Coupling biogeochemical process rates and metagenomic blueprints of coastal bacterial assemblages in the context of environmental change. *Environmental Microbiology 20*, 3083–3099.

Pardo, Y., Gómez, P. y Cantero, E., (2019). Biomasa microbiana y respiración basal del suelo bajo sistemas agroforestales con cultivos de café. *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica 22* (1), 1144–1144.

Spohn, M., Ermak, A. y Kuzyakov, Y. (2013). Microbial gross organic phosphorus mineralization can be stimulated by root exudates – a ^{33}P isotopic dilution study. *Soil Biology and Biochemistry, 65*, 254–263.

Smith, C. R., Blair, P. L., Boyd, C., Cody, B., Hazel, A., Hedrick, A., Kathuria, H., Khurana, P., Kramer, B., Muterspaw, K., Peck, C., Sells, E., Skinner, J., Tegeler, C. y Wolfe, Z. (2016). Microbial community responses to soil tillage and crop rotation in a corn/soybean agroecosystem. *Ecology and Evolution 6*, 8075–8084.

Soil Survey Staff. (1999). Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for marking and interpreting soil survey. Agriculture Handbook 436. United Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Washington, D. C. United States.

Verhulst, N., François, I. & Govaerts, B. (2015). Agricultura de conservación y captura de carbono en el suelo: Entre el mito y la realidad del agricultor. Mas Agro. D.F., México.
Wendling, M., Büchi, L., Amossé, C., Sinaj, S., Walter, A. y Charles, R. (2016). Influence of root and leaf traits on the uptake of nutrients in cover crops. *Plant Soil, 409*, 419-434.

SIMPOSIO EL SUELO EN LAS ESTRATEGIAS DE AGRICULTURA USO SOSTENIBLE DE FERTILIZANTES

Vinisa Saynes Santillán

FAO-Alianza Mundial por el Suelo

RESUMEN

El uso inadecuado de fertilizantes tiene consecuencias negativas en el medio ambiente, en la salud humana, incluyendo la agudización del cambio climático. En México se buscan alternativas que permitan abordar un problema de alta complejidad. La Estrategia Nacional para una Agricultura Sostenible (ENASA), impulsada por la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural aborda el problema de forma transversal. Este trabajo resume los impactos del uso de los fertilizantes y la contribución de la ENASA para transitar al uso sostenible de los fertilizantes.

PALABRAS CLAVE: *desbalance de nutrientes; contaminación; cambio climático.*

INTRODUCCIÓN

Escenario mundial del uso de nutrientes

Todas las formas de vida que habitan el planeta requieren un grupo de nutrientes esenciales para vivir, y muchos de estos nutrientes se encuentran en los suelos sanos. De los 18 elementos esenciales para las plantas, tres de ellos son obtenidos por fotosíntesis y los restantes 15 son tomados del suelo (Weil y Brady, 2017). La salud del suelo se define como "la capacidad del suelo para mantener la productividad, la diversidad y los servicios de los ecosistemas terrestres" (FAO, 2020). Cuando los suelos no están sanos su capacidad de abastecer nutrientes se reduce y en casos severos se pierde. De acuerdo con el Estado Mundial del Recurso Suelo (FAO, 2015) una tercera parte de los suelos del mundo presenta degradación. Se ha identificado que la erosión, la pérdida de carbono orgánico del suelo, los desequilibrios de nutrientes, la salinización y la acidificación se encuentran entre las causas principales de la degradación del suelo.

El desequilibrio de nutrientes es una amenaza que afecta a la salud del suelo en todo el mundo (FAO, 2015), lo que conduce a efectos ambientales y socioeconómicos devastadores. La tasa anual de fertilización aumenta cada año, se ha registrado que en 2020 se aplicaron 195 millones de toneladas de fertilizantes, sin embargo, el hambre continúa afectando a 768 millones de personas en todo el mundo (FAO, 2019).

Impactos del desbalance de nutrientes

Inventarios mundiales muestran que anualmente 73 teragramos (1 Tg= 10^{12}g) de nitrógeno son extraídos de las tierras agrícolas en la cosecha, mientras que los ingresos totales ascendieron a 161, lo que resulta en un excedente de 86 teragramos de nitrógeno (Zhang *et al*., 2021). Este excedente de nitrógeno es un indicador de baja eficiencia en el uso de nitrógeno. Estimaciones recientes muestran que la eficiencia de uso de este nutriente

disminuyó de 53% en la década de 1960 a 44% en la década de 2010 (Tubiello, 2021). Balances globales muestran que las tasas de uso de fertilizantes de N y P por unidad de superficie de cultivo aumentaron aproximadamente 8 veces en el caso del nitrógeno y 3 veces en el caso del fósforo, desde 1961 (Lu y Tian, 2017). La aplicación fósforo a los suelos agrícolas incrementó 3.2% anualmente entre 2002 y 2010, y aun así, un tercio de las tierras de cultivo del mundo y 43 % de la superficie de pastos muestran déficits de P en el suelo (Lun *et al*., 2018).

Efectos del uso inadecuado de fertilizantes: la contaminación y el cambio climático

El desbalance de nutrientes provoca que en algunas regiones del mundo el contenido de nutrientes de los suelos se reduzca perdiendo su capacidad de sustentar los cultivos, mientras que otros tienen una concentración de nutrientes tan elevada que representan un entorno tóxico para las plantas y los animales. El ingreso excesivo de nitrógeno y fósforo a través de la aplicación de fertilizantes contamina las aguas continentales, y marinas, el aire y afecta la biodiversidad de los sistemas terrestres y acuáticos (Galloway *et al*., 2003). La utilización excesiva de fertilizantes minerales y sintéticos pueden disminuir el contenido de materia orgánica del suelo, provocar cambios en pH de la solución del suelo, la proliferación de plagas y liberar gases de efecto invernadero (GEI). El uso excesivo de fertilizantes con nitrógeno aumenta la concentración de este elemento en forma de nitratos, una forma química que se mueve muy fácilmente en el agua y esto hace que se disperse con facilidad y recorra largas distancias con respecto al lugar donde se aplicó originalmente, lo que se conoce como cascada de N (Galloway et al., 2003). La lixiviación de nitratos de los sistemas agrícolas puede provocar la contaminación de las aguas subterráneas, (Weil y Brady, 2017) y el deterioro de la calidad del agua que conduce a problemas graves y difíciles de revertir, como la eutrofización, la hipoxia, las invasiones biológicas y la pérdida de biodiversidad en los medios acuáticos (Schlesinger, 2009).

El sector agrícola es la fuente principal de emisiones de óxido nitroso, que representan aproximadamente la mitad de las emisiones agrícolas antropogénicas (Figura 10), siendo las adiciones de nitrógeno a las tierras de cultivo el principal motor (Tian *et al*., 2020). El óxido nitroso es un GEI que se origina principalmente en los suelos agrícolas y tiene un potencial de calentamiento global 268 mayor en comparación con el dióxido de carbono. Esto implica una enorme capacidad para atrapar la energía infrarroja radiada desde la Tierra, contribuyendo así al calentamiento global (IPCC, 2013). Las emisiones antropogénicas planetarias de óxido nitroso han alcanzado 7.3 teragramos anuales. Una vez que el nitrógeno en forma gaseosa (NOx) llega a la atmósfera, además de provocar calentamiento global, afecta al medio ambiente de otras maneras, entre ellas (Galloway et al. 2003) incluyendo la formación de ozono, uno de los principales contaminantes del aire en el smog fotoquímico que afecta a las zonas urbanas, la formación de ácido nítrico uno de los principales componentes de la lluvia ácida, la destrucción del ozono estratosférico, un gas que protege nuestro planeta de la radiación solar ultravioleta El agotamiento de la capa protectora de O3 se asocia con el aumento anual de los casos de cáncer de piel.

Los impactos ambientales del uso inadecuado de fertilizantes no solo están asociados a la cantidad, la calidad también es relevante para la salud de los suelos, de los cultivos, de

los animales y de la gente. Los riesgos del uso de fertilizantes dependen entre otras causas del origen de la materia prima con la que se producen estos fertilizantes. Este riesgo aparece típicamente en algunas fuentes minerales de fósforo cuyo origen o materia prima proviene de la roca fosfórica, rica en cadmio y otros contaminantes (Khan et al., 2018).

Escenario nacional

En México, se deben usar fertilizantes químicos debido a la capacidad de producción agrícola reducida. Alrededor del 52% de la superficie del país está cubierta por suelos poco profundos y poco desarrollados (SEMARNAT, 2000). Los suelos más fértiles y profundos con los niveles más altos de materia orgánica y nutrientes cubren el 29 por ciento de la tierra del país y se utilizan para actividades agrícolas. Dado que la mayor parte del suelo de México es de baja fertilidad y la demanda de alimentos es creciente, el uso de fertilizantes es fundamental para proporcionar nutrientes y lograr altos rendimientos agrícolas y productos de calidad. Además de la baja demanda agrícola de muchos suelos en México, también prevalecen bajos rendimientos promedio en cultivos de riego y temporal (75% de la agricultura mexicana). El consumo anual per cápita de maíz es de 330 kg (SIAP, 2017), lo que representa el 87 % de la producción de alimentos. A pesar de su importancia, rinde menos que el promedio nacional (3.7 ton ha-1) en la mayoría de los estados productores de maíz. Los rendimientos más bajos en México en comparación con los rendimientos promedio de los principales países productores (por ejemplo, casi 12 toneladas ha^{-1} en los EE. UU.) muestran un área de oportunidad donde es fundamental cerrar la brecha entre los estados y los sistemas productivos.

Si bien es necesaria su aplicación, el panorama nacional se complica por la baja producción nacional de fertilizantes. A fines de la década de 1990, luego del cierre de las plantas de fertilizantes en México, la producción de insumos cayó drásticamente, con aproximadamente el 81.7% del consumo del país ahora importado.Debido a la baja producción nacional de fertilizantes, su eficiencia de uso debería ser máxima. Sin embargo las emisiones nacionales de óxido nitroso muestran que la eficiencia de uso de fertilizantes nitrogenados es un área de oportunidad. De acuerdo con el Informe del Inventario Nacional (INEGYCEI) 1990-2019 las emisiones de GEI en el país, alcanzaron 467,413,124 Gg-CO2e, de las cuales la energía es la fuente principal de emisiones contribuyendo con 65 % de las emisiones totales seguida de los procesos industriales (contribución de 7%), y AFOLU (Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra) (24.3 %). De las emisiones AFOLU, la ganadería representa 85 % y la agricultura 15%. Entre 1990 y 2019, las emisiones totales de GEI aumentaron un 13 %. Por tipo de gas, las emisiones provienen principalmente del CO_2 (69 %), seguido del metano (25 %) y del óxido nitroso (6 %).

Estas cifras muestran un área de oportunidad en la mitigación de emisiones del sector agricultura, las cuales casi en su totalidad provienen de la ineficiencia en el uso de los fertilizantes orgánicos e inorgánicos.

En México, el uso de fertilizantes no es uniforme en todo el sector agrícola y se concentra en áreas específicas donde se desarrolla la agricultura intensiva (Peña-Cabriales





et al., 2012). La fertilización excesiva en algunas áreas y la fertilización insuficiente en otras es uno de los principales problemas agrícolas de la actualidad. Ya sea por la aplicación excesiva en algunas áreas o por la escasez y los altos precios en otras, los fertilizantes deben usarse de la manera más eficiente posible.

Alternativas para el uso sostenible de los fertilizantes

Ante este escenario, y por la complejidad del escenario del uso de los fertilizantes en México, es necesario el planteamiento de soluciones integrales que involucre diferentes estrategias en colaboración con los actores clave relacionados directa o indirectamente con el uso de fertilizantes.

Una respuesta a esta necesidad es el desarrollo y futura implementación de la Estrategia Nacional de Suelos para una Agricultura Sostenible (ENASAS). Impulsada por la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER) la ENASAS comprende una visión sistémica e integradora basada en el reconocimiento de los múltiples servicios ecosistémicos de los suelos agrícolas. Un objetivo prioritario de la ENASAS es detener y revertir los procesos de degradación que afectan a los suelos agrícolas del país, a través de acciones integrales y participativas para restaurar y rehabilitar su salud y calidad. La conservación y mejora de la fertilidad de los suelos, el fortalecimiento de su papel en la mitigación del cambio climático y su potencial para aumentar la resiliencia y el bienestar de la población rural del país, son parte de las metas a alcanzar en el corto (2021-2024) y mediano plazo (2025-2030), para lo cual la ENASAS constituye una hoja de ruta para las acciones a implementar en el largo plazo. El proyecto apoyará el desarrollo de reglamentos y protocolos para implementar ENASAS a nivel institucional y de productores.

Específicamente se espera que a través de la ENASA puedan habilitarse mecanismos que deriven en acciones específicas para el uso sostenible de fertilizantes.

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA

DIVERSIDAD TRÓFICA DE NEMATODOS ASOCIADOS AL CULTIVO DE TOMATE EN SINALOA

Marco Antonio Magallanes Tapia[1*]; Gabriel Herrera Rodríguez[2]; Sandra Pérez Álvarez[3]; Jesús Alicia Chávez Medina[1]; Cesar G. Pacheco Medina[1]; Gabriel Parra Lugo[1]

[1]Departamento de Biotecnología Agrícola-CIIDIR-IPN Unidad Sinaloa, Guasave, Sinaloa, México, CP. 81101. [2]Unidad Tecnológica Fitosanitaria Integral (UTEFI), Laboratorio de Diagnóstico Fitosanitario, Junta Local de Sanidad Vegetal del Valle del Fuerte, Los Mochis, Sinaloa, México. [3]Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad Autónoma de Chihuahua, Campus Delicias, Ciudad Delicias, Chihuahua, México, CP. 33000. *mmagallanes@ipn.mx

RESUMEN

La fauna nematológica juega un papel importante en la descomposición primaria de la materia orgánica, la mineralización, el ciclo de nutrientes y el parasitismo de plantas. Este último limita la producción de hortalizas y otros cultivos de importancia agrícola. Se realizó un estudio en el ciclo agrícola 2021-2022 que tuvo como objetivo determinar la diversidad trófica de nematodos asociados al cultivo de tomate en el norte de Sinaloa. Se colectaron 62 muestras compuestas de suelo agrícola de tomate, antes del trasplante (ADT) y a los 60 días después del trasplante (60 DDT), en Ahome, Angostura, El Fuerte, Guasave, Salvador Alvarado y Sinaloa. Se realizó la extracción e identificación de la nematofauna presente, y el análisis de la red trófica de nematodos de vida libre. Se registraron 18 439 especímenes divididos en cinco grupos: herbívoros (44%), bacterívoros (39%), fungívoros (13%), omnívoros (3%) y depredadores (1%). La diversidad de herbívoros (*Ditylenchus* sp., *Helicotylenchus* sp., *Longidorus* sp., *Meloidogyne* sp., *Pratylenchus* sp., *Trichodorus* sp., *Trophurus* sp., *Rotylenchulus reniformis*, *Tylenchorhynchus* sp., *Tylenchus* sp. y *Xiphinema* sp.) fue mayor a los 60 DDT. El nematodo parásito de plantas *R. reniformis* predominó en los sitios monitoreados y registró la mayor densidad poblacional a los 60 DDT. El análisis de la red trófica de bacterívoros, fungívoros, omnívoros y depredadores reveló que los suelos de los municipios evaluados del norte de Sinaloa se posicionaron en las categorías de suelos perturbados (ADT) y en estado de maduración (60 DDT).

PALABRAS CLAVE: *bacterívoros*; *depredadores*; *fungívoros*; *herbívoros*; *omnívoros*.

INTRODUCCIÓN

Los nematodos son abundantes en suelos ricos en materia orgánica y en la red trófica edáfica, generalmente se clasifican en cinco grupos: bacterívoros, fungívoros, omnívoros, depredadores y herbívoros (Van den Hoogen *et al*., 2019). La abundancia y diversidad de los primeros cuatro grupos condujo al desarrollo de índices utilizados para determinar el funcionamiento y la calidad del suelo (Ferris, 2010); en cambio, los herbívoros parasitan una amplia variedad de plantas en el mundo y representan una pérdida de rendimiento anual de alrededor de 80 billones de dólares americanos (Decraemer y Hunt, 2006; Nicol *et al*., 2011). Sinaloa, principal productor de tomate (*Solanum lycopersicum* L.) en México, registró una superficie de siembra de 12 110 ha con una producción de 677 612 t en 2021 (SIAP-

SADER, 2021). En el presente estado, existe escasa información acerca de la diversidad y distribución de nematodos en agrosistemas. La identificación de nematodos parásitos de plantas es necesaria para implementar estrategias de manejo; mientras que, el estudio de otros grupos tróficos proporciona información valiosa como bioindicadores de sistemas agrícolas. Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue determinar la diversidad trófica de nematodos asociados al cultivo de tomate en el norte de Sinaloa.

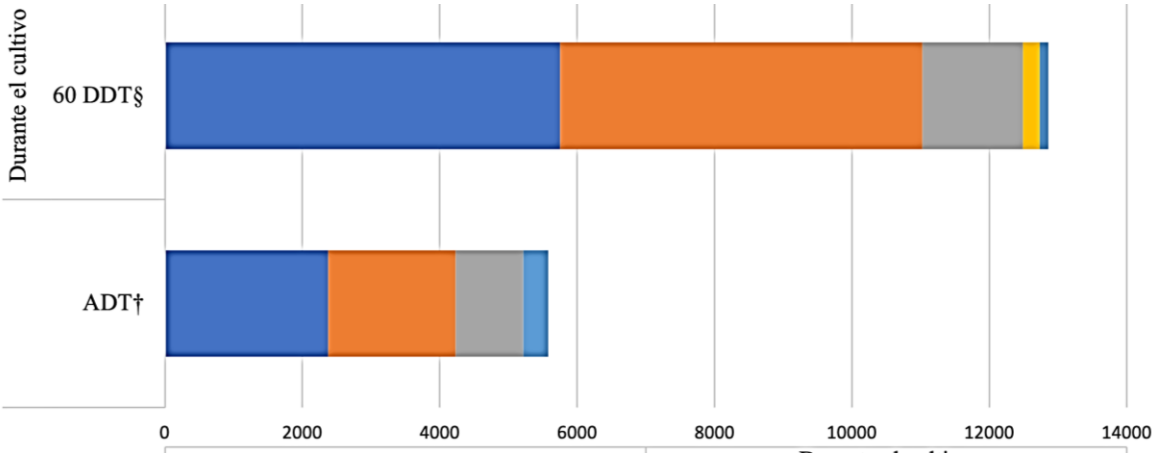
MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio se llevó a cabo en las principales zonas productoras de tomate del norte de Sinaloa. La colecta de muestras se realizó antes del trasplante (ADT) y a los 60 días después del trasplante (60 DDT), en cinco de oros en cada sitio monitoreado a una profundidad de 25 cm. A partir de 200 g de suelo, por muestra, se extrajeron los nematodos mediante la técnica de tamizado (Cobb 1918) y centrifugado-flotación (Caveness y Jensen 1955; Jenkins 1964). La identificación a nivel género o grupo se efectuó con base en las características morfológicas y claves taxonómicas (Sasser y Carter, 1985; Bongers, 1988). Los índices de nematodos de vida libre se calcularon con el programa NINJA (Nematode INdicator Joint Analysis) (Sieriebriennikov *et al*., 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Abundancia general de nematodos y análisis de la comunidad trófica

En 2021 se monitorearon 31 campos de tomate, en 26 localidades del norte de Sinaloa, procedentes de Ahome, Angostura, El Fuerte, Guasave, Salvador Alvarado y Sinaloa. El análisis poblacional de nematodos se llevó a cabo en septiembre (ADT) y noviembre (60 DDT), evaluando 62 muestras en total. La primera colecta se efectuó para estimar la población inicial de estos organismos en cada sitio de colecta; mientras que, la segunda para evaluar su densidad durante el desarrollo del cultivo (60 DDT). Se contabilizaron 18 439 especímenes divididos en cinco grupos tróficos (5577, ADT y 12 862, 60 DDT) (Figura 1). Predominaron los herbívoros (44%), seguido de los bacterívoros (39%), fungívoros (13%), omnívoros (3%) y depredadores (1%). Dentro de los herbívoros, la población sobresaliente incluyó a *R. reniformis* (52.3%), *Longidorus* sp. (15.3%) y *Pratylenchus* sp. (11.2%).



	Durante el cultivo	
	ADT†	60 DDT§
Herbívoros††	2375	5752
Bacterívoros¶¶	1854	5275
FungívorosÞÞ	987	1468
Depredadores¤¤	0	239
Omnivoros§§	361	128

Figura 1. Densidad poblacional de grupos tróficos de nematodos en el norte de Sinaloa. †ADT, antes del trasplante; §60 DDT, 60 días después del trasplante; ††*Meloidogyne* sp., *Tylenchorhynchus* sp., *Tylenchus* sp., *Helicotylenchus* sp., *Pratylenchus* sp., *Trophurus* sp., *R. reniformis*, *Xiphinema* sp., *Longidorus* sp., *Ditylenchus* sp., *Rotylenchus* sp., *Trichodorus* sp., *Hoplolaimus* sp.; ¶¶Rabdítidos (Orden Rhabditida); ÞÞ*Aphelenchus* sp., *Aphelenchoides* sp.; ¤¤Monónquidos (Orden Mononchida); §§doriláimidos (Orden Dorylaimida).

El análisis de la red trófica de nematodos de vida libre (bacterívoros, fungívoros, omnívoros, depredadores), indicó que los suelos evaluados se posicionaron en las categorías de suelos perturbados y en estado de maduración, ADT y 60 DDT, respectivamente. Los suelos perturbados tienen un alto grado de disturbio, son ricos en nitrógeno (N), de descomposición bacteriana y de baja concentración C:N (Ferris *et al*., 2001). En el presente estudio, los suelos agrícolas ADT estaban secos; a pesar de ello, la abundancia de bacterívoros fue alta (Figura 1). Los nematodos con este hábito alimenticio se adaptan a condiciones de estrés y pueden sufrir anhidrobiosis (Khan y Kim, 2007); asimismo, este grupo es más abundante en suelos perturbados o enriquecidos con la incorporación de nutrientes o fertilizantes que estimulan la actividad microbiana (Bongers, 1990; Bongers y Bongers, 1998). Por otro lado, los suelos en estado de maduración presentan un disturbio de bajo a moderado, son ricos en N, de descomposición bacteriana y fúngica, y de baja concentración C:N (Ferris *et al*., 2001). A los 60 DDT, los fungíveros y bacterívoros aumentaron su población en 67% y 35%, respectivamente (Figura 1), a causa de los procesos antropogénicos (Chen y Ferris, 2000); es decir, las actividades propias del agrosistema.

Densidad poblacional de nematodos por municipio





En Guasave se analizaron 10 localidades, y la población de herbívoros [*R. reniformis* (44.7%), *Longidorus* sp. (44.1%), *Trophurus* sp. (11.2%)], bacterívoros (rabdítidos) y fungívoros (*Aphelenchus* sp.) fue menor a 400 organismos, ADT. A los 60 DDT la densidad aumentó en los bacterívoros, herbívoros [*R. reniformis* (73.9%), *Longidorus* sp. (7.7%), *Helicotylenchus* sp. (5.8%), *Pratylenchus* sp., *Xiphinema* sp., *Ditylenchus* sp., *Meloidogyne* sp., *Trichodorus* sp.] y fungívoros (*Aphelenchus* sp. y *Aphelenchoides* sp.) (Cuadro 1). En Ahome, las muestras se colectaron en ocho localidades, y se detectaron bacterívoros, herbívoros [*Tylenchorhynchus* sp. (25.4%), *R. reniformis* (19.8%), *Rotylenchus* sp. (18.5%), *Pratylenchus* sp., *Meloidogyne* sp., *Longidorus* sp.], fungívoros (*Aphelenchus* sp.) y omnívoros (doriláimidos), ADT. A los 60 DDT la mayor densidad poblacional la obtuvieron los herbívoros [*Pratylenchus* sp. (40.7%), *Longidorus* sp. (25.8%), *Tylenchorhynchus* sp. (11.6%), *Trophurus* sp., *Helicotylenchus* sp., *Tylenchus* sp.] (Cuadro 1). En Sinaloa se monitorearon cuatro localidades, y se registraron densidades menores de 300 especímenes, por grupo, ADT y 60 DDT, sobresaliendo los bacterívoros, seguido de los herbívoros [*R. reniformis* (75%) y *Longidorus* sp. (25%)], ADT; y de manera inversa a los 60 DDT {herbívoros [*Longidorus* sp. (38.3%), *Tylenchus* sp. (20.6%), *Trophurus* sp. (17.7%), *Pratylenchus* sp., *Tylenchorhynchus* sp.] y bacterívoros} (Cuadro 1). En El Fuerte, los herbívoros [*R. reniformis* (70.6%), *Pratylenchus* sp. (7.5%), *Hoplolaimus* sp. (7.5%), *Helicotylenchus* sp., *Longidorus* sp.] registraron la mayor población de nematodos ADT, seguido de los fungívoros; no obstante, la densidad poblacional y diversidad de herbívoros [*Longidorus* sp. (74.8%) y *Trophurus* sp. (25.2%)] disminuyó, y la de bacterívoros aumentó a un máximo de 900 especímenes a los 60 DDT (Cuadro 1).

En Salvador Alvarado se monitorearon tres localidades, donde el número de organismos por grupo fue menor que 300 ADT, representado por los fungívoros como el más abundante, seguido de los herbívoros [*Rotylenchus* sp. (55.6%) y *Longidorus* sp. (44.4%)]. A los 60 DDT, los herbívoros [*R. reniformis* (76.2%), *Longidorus* sp. (14.3%), *Ditylenchus* sp. (4.8%), *Trichodorus* sp.] y bacterívoros registraron los máximos tantos (Cuadro 1). Angostura registró el menor número de muestras analizadas con una localidad monitoreada; sin embargo, los herbívoros, aun cuando su diversidad fue escaza ADT [*R. reniformis* (80%) y *Helicotylenchus* sp. (20%)] y 60 DDT [*R. reniformis* (97.2%) y *Pratylenchus* sp. (2.8%)], registraron máximos de 525 y 900 ejemplares, respectivamente.

Cuadro 1. Densidad poblacional de grupos tróficos de nematodos en el norte de Sinaloa (200 g).

Municipio	ADT†					60 DDT§				
	He¶	Baᵖ	Fu¤	De††	Om§§	He	Ba	Fu	De	Om
Guasave	358	280	40	0	0	2428	2472	561	109	103
Ahome	531	738	120	0	165	1486	1230	694	80	0
Sinaloa	160	275	58	0	40	282	223	50	50	0
El Fuerte	531	301	489	0	76	131	900	163	0	0
Salvador Alvarado	270	120	280	0	80	525	375	0	0	25
Angostura	525	140	0	0	0	900	75	0	0	0

†ADT, antes del trasplante; §60 DDT, 60 días después del trasplante; ¶Herbívoros; ᵖBacterívoros; ¤Fungívoros; ††Depredadores; §§Omnívoros.

En este estudio, la abundancia general de herbívoros representó el 44% de la población total. En Sinaloa, existe escaza información sobre la diversidad de este y otros grupos tróficos de nematodos en tomate; no obstante, se han reportado diversas especies del género *Meloidogyne* (Martínez-Gallardo *et al*., 2019), *R. reniformis* (Valenzuela Hernández, 2012), *Pratylenchus* sp., *Tylenchorhynchus* sp. y *Trichodorus* sp. parasitando a este cultivo; y la presencia de *Aphelenchus* sp. (fungívero) (Ocampo Girón, 2019). *Rotylenchulus reniformis* fue el herbívoro predominante en los sitios monitoreados, y el que registró la mayor población durante el desarrollo del tomate (60 DDT). Esta especie ocasiona daños severos en diversas plantas en el mundo. En EE. UU. se han documentado pérdidas del 10% al 60% en algodón, uno de los cultivos de mayor susceptibilidad al ataque de este nematodo (Robinson, 2007). Cabe señalar que, en Guasave, municipio que registró la mayor población de esta especie, tiene el antecedente de haber sido una zona sumamente productiva en el cultivo de algodón. En el presente estudio se determinó la diversidad y distribución de nematodos presentes en tomate en el norte de Sinaloa, lo cual es de suma importancia para determinar el grado de alteración del suelo agrícola en esta región del estado; además, permitirá la planeación de diversas estrategias de manejo de nematodos parásitos de plantas para reducir sus densidades y limitar su afectación al tomate.

CONCLUSIÓN

La abundancia total de herbívoros y bacterívoros es alta, en las localidades monitoreadas del norte de Sinaloa, en comparación con los fungívoros, omnívoros y depredadores. La diversidad de herbívoros es mayor durante el desarrollo del cultivo en el total de las localidades, en relación con las registradas antes del trasplante. *Rotylenchulus reniformis* es el herbívoro predominante, y el de mayor abundancia poblacional durante el desarrollo del tomate. Las localidades agrícolas de los municipios evaluados, antes del trasplante de tomate, se encuentran en la categoría de suelos perturbados; en tanto que, a los 60 días después del trasplante como suelos en estado de maduración.

BIBLIOGRAFÍA

Bongers, A.M.T. 1988. De nematoden van Nederland. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (Natuurhistorische bibliotheek van de KNNV 46). 408 p.

Bongers, T. 1990. The maturity index an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia 83:14–19.

Bongers, T., Bongers, M. 1998. Functional diversity of nematodes. Applied Soil Ecology 10:239-251.

Caveness, F.E., Jensen, H.J. 1955. Modification of the centrifugal-flotation technique for the isolation and concentration of nematodes and their eggs from soil and plant tissue. Proceedings of the Helminthological Society of Washington 22: 87-89.

Chen, J., Ferris, H. 2000. Growth and nitrogen mineralization of selected fungi and fungalfeeding nematodes on sand amended with organic matter. Plant and Soil 218: 91–101.

Cobb, N.A. 1918. Estimating the nema population of the soil, with special reference to the sugar-beet and root-gall nemas, *Heterodera Schachtii* Schmidt and *Heterodera Radicicola* (Greef) Müller. Agricultural Technology Circular, Bureau of Plant Industry, U.S., Department of Agriculture 1: 1-48.

Decraemer, W., Hunt, D. 2006. Taxonomy and principal genera. Structure and classification. In: Perry, R. and Moens, M. (Eds.). Plant Nematology, CAB International, Wallingford, UK. Pp. 3-32.

Ferris, H. 2010. Form and function: metabolic footprints of nematodes in the soil food web. European Journal of Soil Biology 46: 97–104.

Ferris, H., Bongers, T., De Goede, R.G.M., 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. Applied Soil Ecology 18: 13–29.

Jenkins, W.R. 1964. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. Plant Disease 48: 692.

Khan, Z., Kim. Y.H. 2007. A review on the role of predatory soil nematodes in the biological control of plant parasitic nematodes. Applied Soil Ecology 35: 370-379.

Martínez-Gallardo, J.A., Díaz-Valdes, T., Allende-Molar, R., Retes-Manjarrez, J. E., *et al*. (2019). Identification and distribution of *Meloidogyne* spp. In tomato in Sinaloa México. REMEXCA 10, 453–459.

Nicol, J.M., Turner, S.J., Coyne, D.L., Den Nijs, L., *et al*. 2011. Current nematode threats to world agriculture. In: Genomics and Molecular Genetics of Plant–Nematode Interactions (Jones, J. T., Gheysen, G. and Fenoll, C., eds), pp. 21–44. Heidelberg: Springer.

Ocampo Girón, E. 2019. *Monitoreo de fitonematodos en varios cultivos de seis estados de méxico y control químico*. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ciencias Agrícolas, Campus El Cerrillo. Toluca, México.

Robinson, A.F., 2007. Reniform in U.S. Cotton: When, Where, Why, and Some. Agricultural Research Service, United States Departament of Agriculture. Remedies. Annual Review of Phytopathology 45: 263-288.

Sasser, J.N., Carter, C.C. 1985. *An Advanced Treatise on Meloidogyne: Biology and Control*. Volume I. Barker, K. R., C. C. Carter and J. N. Sasser (Eds.), Department of Plant Pathology, North Carolina State University. North Carolina, USA. 422 pp.

SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera), SADER (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural). 2021. Producción agrícola. https://www.gob.mx/siap

Sieriebriennikov, B., Ferris, H., De Goede, R.G.M. 2014. "NINJA: An automated calculation system for nematode-based biological monitoring". European Journal of Soil Biology, 61: 90-93.

Valenzuela Hernández, J.I. 2012. *Estudio sobre la distribución del nematodo Rotylenchulus reniformis Linford y Oliveira en el valle agrícola de Guasave, Sinaloa*. Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional – CIIDIR Unidad Sinaloa. Guasave, Sinaloa, México.

Van den Hoogen, J., Geisen, S., Routh, D., Ferris, H., *et al*. 2019. Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. Nature 572: 194–198.

IDENTIFICACION DE AREAS AGRICOLAS CON ALTO CONTENIDO DE FOSFORO EN EL SUELO

Agustín Limón Ortega[1]; Aurelio Baéz Pérez[1]

[1] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México
limon.agustin@yahoo.com.mx

RESUMEN

El fósforo (P) acumulado en el suelo por la fertilizacion anual es una fuente de abastecimiento para los cultivos que debe documentarse a fin de disminuir las tasas excesivas de aplicación mediante prácticas de fertilización alternas. El proposito de este trabajo fue identificar areas de cultivo con alto contenido de P mediante el desarrollo de mapas a partir de la colecta y analisis de muestras de suelo. Las muestras se colectaron a una profundidad de 30 cm en cinco municipios; tres del estado de Tlaxcala (Huamantla, Nanacamilpa y Calpulalpan) y dos en el estado de México (Chicoloapan e Ixtapaluca).Para la elaboracion de los mapas, los datos de suelo se agruparon por su pH y contenido de P, Bray-1 u Olsen, según correpondió. Esta base de datos se manejó con el programa ArcMap, los mapas desarrollados indicaron de manera cualitativa el contenido de P; bajo, medio y alto. El area agrícola con un mayor porcentaje de alto P fue Ixtapaluca y Chicoloapan (45%) seguida de Calpulalpan y Nanacamilpa (28%) y finalmente Huamantla (13%). En total, estas areas representan una superficie agricola de 12319 ha. En promedio, el contenido de materia orgánica (MO) fue mas alta en el area de Ixtapaluca (2.04%), mientras que los mas bajos en Huamantla (0.59%). El contenido de potasio (K) fue generalmente mayor a 100 mg/kg. Los resultados para P indicaron que hay un superficie agrícola considerable, donde el P granular puede reempazarse por un manejo alterno de P. Esto deberá validarse en parcelas de prueba.

PALABRAS CLAVE: *mapas de suelo; fósforo foliar*

INTRODUCCIÓN

El fosoforo es un nutriente escencial para el crecimiento de las plantas, la mayoria de los sistemas de cultivo dependen del abastecimiento regular de fertilizante a base de P para mantener la productividad. Esta dependencia conlleva a la necesidad de aplicaciones frecuentes de fertilizante lo cual es caro y ambientalmente indeseable por las perdidas de P del suelo hacia el ambiente causando eutrofia. (Bai et al., 2013). Por tanto, el propósito debe ser mantener un nivel de suficiencia adecuado de P para obtener rendimientos optimos (Dhillon et al., 2017); ni el exceso ni la deficiencia es adecuada (Reid et al., 2019). Antes de alcanzar un nivel adecuado de P en el suelo, el residual que posee actualmente, como resultado de las aplicaciones excesivas del pasado, puede contribuir significativamente a la produccion de cultivos por un tiempo considerable. (Johnston and Syers, 2009). Sin embargo, a pesar de que este legado represente una fuente de P por un largo plazo, la demanda por el fertilizante a base de P sigue incrementandose (Bai et al., 2013). De acuerdo

a lo anterior, el objetivo del trabajo fue caracterizar la superficie agricola de cinco municipios, tres en el estado de Tlaxcala y dos en el Estado de México por su contenido de P en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se colectaron un total de 187 muestras compuestas de suelo a una profundidad de 30 cm. Las areas agrícolas muestreadas correspondieron a cinco municipios, tres en el estado de Tlaxcala (Huamantla, Calpulalpan y Nanacamilpa), y dos del Estado de México (Ixtapaluca y Chicoloapan). Las determinaciones realizadas fueron pH, MO, P, y K, excepto para los municipios del estado de Tlaxcala que se adicionó el de nitrógeno (N) total. El pH se determinó con un potenciometro en una relacion suelo-agua de 1:2, MO siguiendo el protocolo de Walkley y Black, N total de acuerdo al procedimiento Kjeldahl, P mediante Bray-1 y Olsen, según correspondiera al pH del suelo, y el K fue extraido en acetato de amonio y determinado por espectrofotometría de emisión de flama. Los análisis se realizaron en el Laboratorio Central Universitario del departamento de suelos de la UACh. Los puntos de muestreo se georeferenciaron empleando un navegador Garmin etrex

Los resultados para cada munipio se agruparon de acuerdo a su pH; acidos (<7) y alcalinos (>7.1) asignandoles el contenido de P Bray-1 y Olsen, respectivamente. Cada uno de estos conjuntos se reagruparon como; bajos, medios y altos de acuerdo a la NOM-021 (2002); <15, 15-30, >30 mg/kg para Bray-1 y <5.5, 5.5-11, >11 mg/kg para Olsen. Para la elaboración de mapas se empleo el programa ArcMap 10.5. Cada nivel de P, tanto de Bray-1 y Olsen, se agrupó en un mismo poligono para formar areas con el mismo nivel de P.

RESULTADOS Y DISCUSION

El servicio de información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) reportó en 2020 una superficie agrícola para estos municipios de 47 627 has. La mayor parte cultivadas con cebada, maíz y trigo en los municipios del estado de Tlaxcala, y avena en el de Estado de México. De acuerdo a la NOM—021 (2002), la MO para suelos no volcánicos correspondieron a suelos bajos (0.6–1.5%) y medios (1.6–3.5%). El K presentó valores generalmente altos (>234 mg/kg), excepto para las áreas con pH>7 de los municipios de Calpulalpan, Nanacamilpa y Huamantla que se consideran como de clase media (117–234 mg/kg). Considerando que la MO es un índice asociado a la demanda de N, es probable que éstas sean mayores en áreas con bajos contenidos de MO. Sin embargo, estas necesidades varían anualmente dependiendo de las condiciones de precipitación (Limon-Ortega et al., 2016). Por otra parte, los resultados para K altos indicaron que este insumo puede excluirse del esquema de fertilización hasta por 60 años (Limon-Ortega et al., 2020).

Los resultados para P se presentan de manera cualitativa en las Figuras 1, 2 y 3.

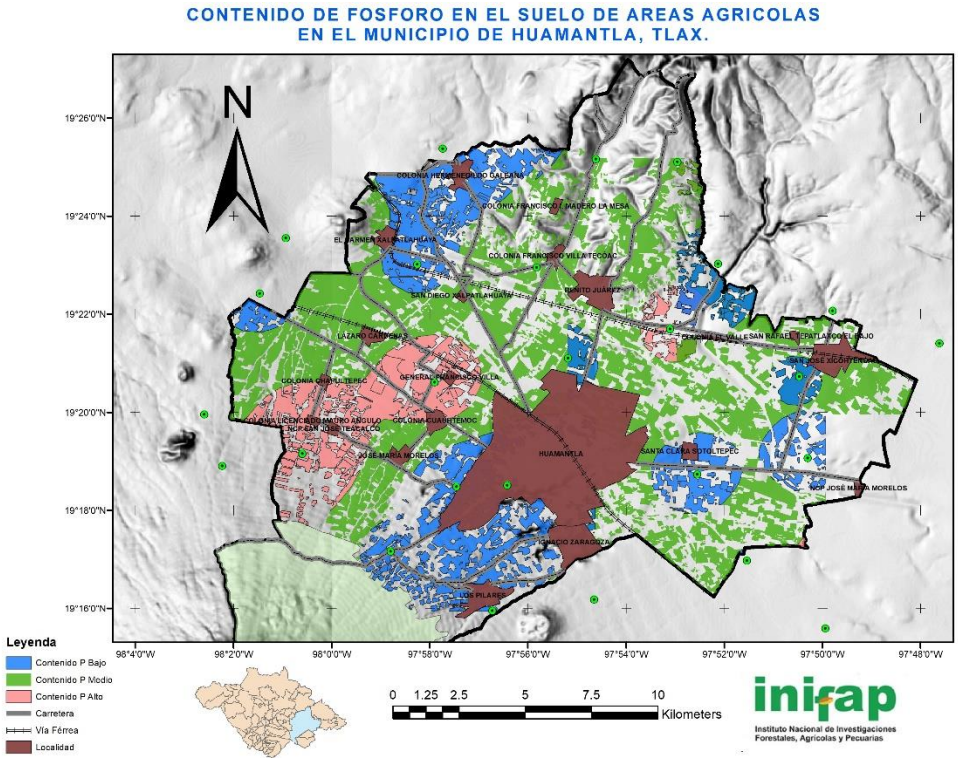


Figura 1. Contenido de P en el suelo del municipio de Huamnatla, Tlax.

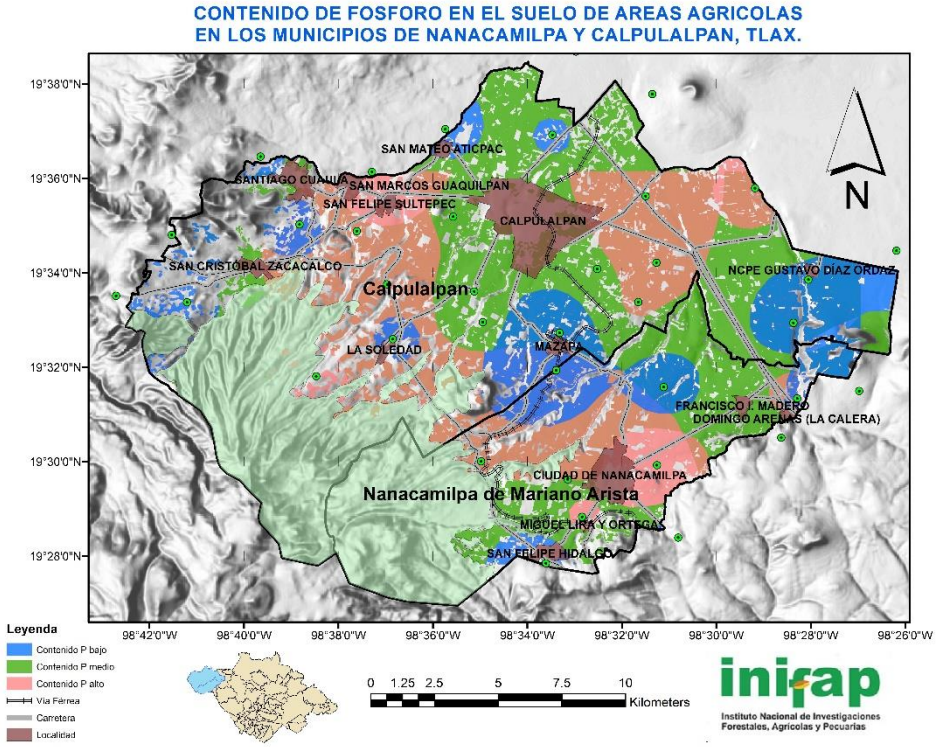


Figura 2. Contenido de P en el suelo de los municipios de Nanacamilapa y Calpulalpan, Tlax.

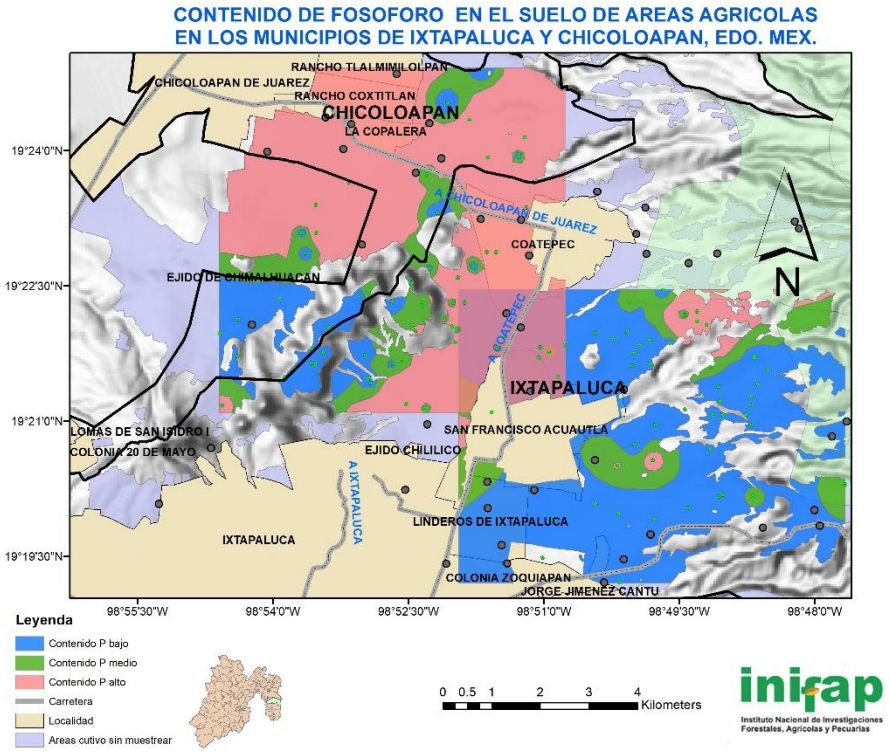


Figura 3. Contenido de P en el suelo de los municipios de Ixtapaluca y Chicoloapan, Estado de México.

El porcentaje de las áreas agrícolas muestreadas con un alto contenido en P fue del 26% (12 319 has). Este resultado sugiere que el alto contenido de P se originó por la aplicación anual de P y que actualmente es una herramienta de manejo (Zhang et al., 2022). Experimentos de campo bajo esta condición han demostrado que el fertilizante P puede omitirse por largos periodos de tiempo sin pérdidas en la producción (Withers et al., 2014). Por ejemplo, un experimento en curso desde el 2010 en el INIFAP-CEVAMEX y la aplicación del modelo no lineal propuesto por Eghball et al. (2003) indica que el P del suelo alcanzaría su nivel crítico de ~15 mg/kg en 2038 (Limon-Ortega, 2022, publicación en proceso). Considerando que el consumo de fertilizante en México se ha incrementado 30% del 2007 al 2018 (Banco Mundial, 2022), y específicamente 23% la de superfosfatos (FAO, 2021), la opción de omitir el uso de fertilizante P representa un ahorro económico considerable. La aplicación de lo anterior sugiere, además, una reducción considerable de descargas a los cuerpos de agua y problemas como la eutrofia (Cordell et al., 2009).

CONCLUSIONES

Los resultados gráficos de este trabajo indican que existe un área considerable con alto contenido de P en el suelo. De acuerdo a investigaciones previas, la aplicación granular de P puede excluirse por varios ciclos durante los cuales la fertilización foliar con P es una alternativa. Esta propuesta deberá validarse mediante el establecimiento de parcelas con agricultores de esas áreas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es una contribución del INIFAP-CEVAMEX con financiamiento a proyecto SIGI 13505834821.

BIBLIOGRAFÍA

Bai Z, Li H, Yang X, Zhou B, Shi X, Wang B, Li D, Shen J, Chen Q, Qin W, Oenema O, and Zhang F. 2013. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. Plant Soil 372, 27–37. doi.org/10.1007/s11104-013-1696-y

Banco Mundial. 2022. https://datacatalog.worldbank.org/dataset/world-development-indicators

Cordell D, Drangert J, and White S. 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. Global Env. Change. 19:291-305. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009

Dhillon J, Torres G, Driver E, Figueiredo B, and Raun W. 2017 World phosphorus use efficiency in cereal crops. Agr. J. 109:1670-1677. doi:10.2134/agronj2016.08.0483

Eghball B, Shanahan JF, Varvel GE and Gilley JE. 2003. Reduction of high soil test phosphorus by corn and soybean varieties. Agron. J. 95:1233-1239. doi.org/10.2134/agronj2003.1233

FAO. 2021. https://www.fao.org/faostat/en/#data/RFB

Johnston AE, and Syers J. 2009. A new approach to assessing phosphorus use efficiency in agriculture. Better Crops. 93 (3):14-16.

Limon-Ortega A, and Baez-Perez A. 2021. Effect of P fertilizer and precipitation on wheat under permanent beds in the absence of N fertilizer application. J. Agr. Sci. 159(9-10), 668-675. doi:10.1017/S0021859621000988

Limon-Ortega A, Munguia-Lopez JP and Espitia-Rangel E. 2020. Foliar K application to rainfed wheat in a soil testing high K as an option to improve K efficiency, grain yield and yield components. J Plant Nutrition. 43:1080-1090. doi.org/10.1080/01904167.2020.1724301

Limon-Ortega A, Ruiz-Torres NA, Vazquez-Carrillo G. and Baez-Perez A. 2016. Environment and Nitrogen influence on rainfed maize yield and quality. Crop Sci. 56:1-8. doi: 10.2135/cropsci2015.06.0398

NOM-021-SEMARNAT-2000. 2002. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificacion de suelos, estudio, muestreo y análisis. 31 diciembre 2002. Diario Oficial de la Federación.

Withers PJ, Sylvester-Bradley R, Lones D, Healey JR, and Talboys PJ. 2014. Feed the crop not the soil: rethinking phosphorus management in the food chain. Environ Sci Tech. 48:6523-6530. doi:org/10.1021/es501670j

Zhang L, Chen J, and Chu G. 2022. Legacy phosphorus in calcareous soil under 33 years of P fertilizer application: Implications for efficient P management in agriculture. Soil Use and Management, 00, 1– 14. doi.org/10.1111/sum.12792

SITUACIÓN ACTUAL DE FERTILIZANTES EN EL MUNDO Y ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN

Juan Manuel Covarrubias Ramírez[1]; Juan Guillermo Martínez Rodríguez[1]; Víctor Manuel Parga Torres[1]

[1]INIFAP-CE Saltillo, Carretera Saltillo-Zacatecas km 8.5, Núm. 9515, Col. Hacienda de Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. covarrubias.juan@inifap.gob.mx

RESUMEN

La inflación, y la falta y el alto costos de los fertilizantes nos lleva a buscar alternativas para reducir su uso. El uso de biolíquidos que contienen los 17 elementos esenciales además de los útiles y ácidos húmicos y fúlvicos. Los biofertilizantes aportan nitrógeno, solubilizan el fósforo, el hierro, cobre y zinc en el suelo que los absorbe la planta y aportan auxinas y giberelinas como promotores del crecimiento. Aun con estas alternativas, no se puede suministrar el consumo de nutrimentos del cultivo, por lo que, es necesario suplementarlo con fertilizantes inorgánicos, pero en menor cantidad.

PALABRAS CLAVES: *Biofertilizantes; Biolíquidos; Costos*

INTRODUCCIÓN

El aumento en 2022 de la inflación de 7.58% en México, a la primera quincena de mayo (INEGI, 2022) y que Ucrania produce urea, amoniaco anhidro, sulfato de potasio y fosfato diamónico, pero que por el conflicto armado a dejado de producir, esto a provocado un aumento en los costos de los fertilizantes en México y como consecuencia en los costos de producción de la agricultura. En 2020 se importaron 3.5 millones de toneladas, pero en el caso de la urea se importó 608,600 toneladas en 2021 a 234,800 toneladas en lo que va de este año, lo que ha encarecido este fertilizante (GMCA, 2022).

El objetivo de este trabajo es mostrar el mercado mundial de macroelementos y los incrementos a través del tiempo y las alternativas actuales para reducir el uso de los fertilizantes y complementar la nutrición de los cultivos.

MATERIALES Y METODOS

Se analizó la producción de fertilizantes nitrogenados, fosfóricos y potásicos a nivel mundial mediante la información obtenida de la International Fertilizer Association (IFA, 2022), además de información internacional. Se consultó a las compañías distribuidoras de fertilizantes en la región, en cuanto al tipo de fertilizantes que distribuyen, si es nacional o importado y su costo en pesos o dólares. Las alternativas fueron con resultados de los autores a través de su experiencia de investigación y a trabajos publicados en esta sociedad o en otras instancias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la producción mundial de nitrógeno, fósforo y potasio (Figura 1), se observó que el nitrógeno su mayor consumo fue en 2013, con el 62% del total, seguido de 2020 con 61% del total, el alto consumo de este nutrimento inicio en 1930, con el auge de la formuladoras y posteriormente el repunte con la revolución verde a mediados del siglo XX, por lo cual, el nitrógeno es el fertilizante del que más depende la producción (IFA, 2022).

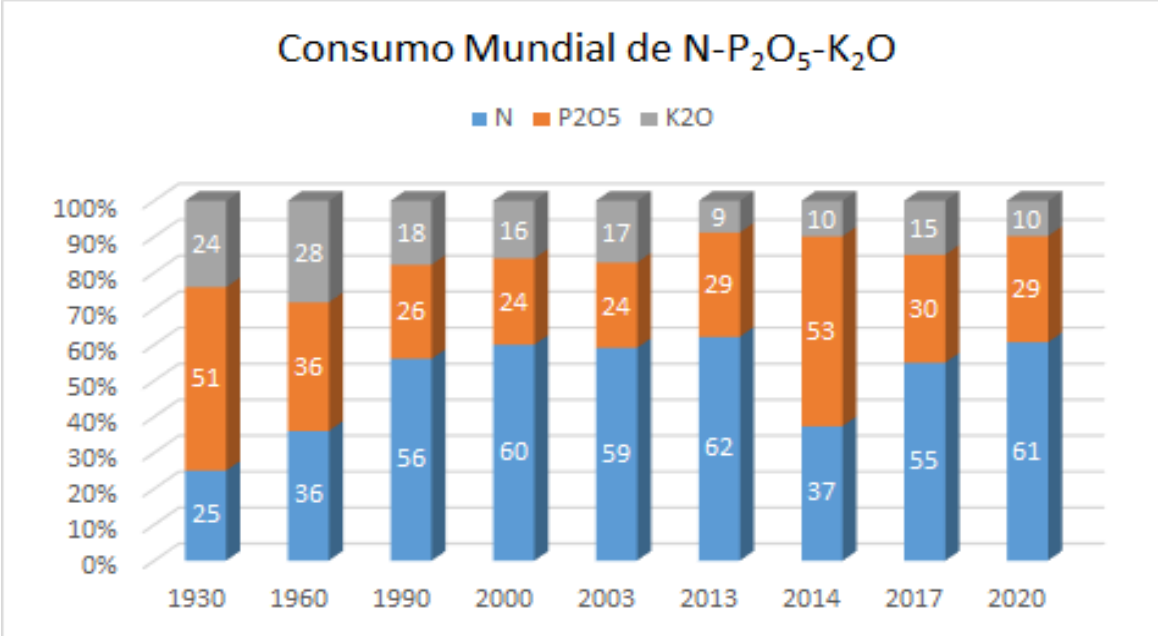


Figura 1. Consumo mundial de nitrógeno, fósforo y potasio a nivel mundial.

El fosforo tuvo su mayor incremento en 2014, con el 53% de la producción, este nutrimento es deficiente en todo el país y sus requerimientos en los cultivos es el menor de los macroelementos (Covarrubias *et al*., 2005). El potasio solo ha tenido su incremento en la revolución verde, pero por ser cultivos extensivos, el efecto del potasio no se observaba en el rendimiento y empezó a dejar de utilizarse y actualmente solo se utiliza en las hortalizas, flores y especies suculentas.

Los productores regionales consumen más la urea como fertilizante nitrogenado por la mayor concentración de nitrógeno (Cuadro 1), el costo del nutriente con la mayor concentración (CNMC) es $15,704 por tonelada de nitrógeno y la cantidad de nutriente suministrado es 460 kg de nitrógeno por tonelada de fertilizante y nos cuesta a $34 el kilo de nitrógeno comprando urea. Si realizamos el cálculo para los demás nutrimentos se utiliza la metodología descrita por Covarrubias (2015), y así podemos determinar que la urea es el mejor fertilizante, aunque sea el de mayor aumento en este periodo de estudio.

Cuadro 1. Aumento del costo de los fertilizantes en la región.

Elemento	Fertilizante	2015 Costo ($/t)	2022 Costo ($/t)	Incremento %
Nitrógeno	Sulfato de amonio (21.5-00-00)	4,450	10,850	244
	Urea (46-00-00)	9,784	34,139	349
	Nitrato de amonio (33.5-00-00)	11,624	35,512	306
	Nitrato de calcio (15.5-00-00-19Ca).	13,511	31,981	237
Fosforo	Superfosfato Simple (00-20-00)	4,700	10,800	230
	Fosfato Di amónico (18-46-00)	13,201	36,886	279
Potasio	Sulfato de potasio (00-00-50-18S)	20,189	40,221	199
	Nitrato de potasio (13-02-44).	26,556	47,873	180
	Sulfato de potasio y magnesio (00-00-21.5-10.5Mg-21S)	11,492	27,272	237

Los fertilizantes han aumentado su costo de mas del 200%, que como consecuencia aumentan los costos de producción. El uso de los estiércoles en la nutrición inicia cuando es ser humano se vuelve sedentario y utiliza estos productos para nutrir a los cultivos (Núñez, 2000). Con la revolución verde se dejaron de utilizar de forma intensiva solo en desarrollo rural e investigación (Covarrubias, 1989). Por ello, la biofertirrigación es una alternativa para suministrar nutrientes de la materia orgánica derivada de los estiércoles (Covarrubias *et al*., 2019a), con la inclusión de la lombriz *Eisenia andreii*, que en su tracto digestivo contiene al microorganismo benéfico *Bacillus subtilis* y actividad enzimática de fosfatasa acida para solubilizar los nutrientes (Pérez y Espinosa, 2014). Con la biofertirrigación se aplican los 17 nutrientes esenciales además de los útiles, con ácidos húmicos y fúlvicos, pero no en cantidades necesarias para suministrar la demanda del cultivo, por lo que, hay que complementar con fertilizantes inorgánicos los macroelementos, sin reducir el uso de los orgánicos en los microelementos (Covarrubias *et al*., 2019b).

El uso de microorganismos benéficos, se agrupan en tres tipos, los fijadores de nitrógeno atmosférico mediante la enzima nitrogenasa (Hernández, 2011), los solubilizadores de nutrientes mediante las enzimas fosfatasa ácida o fosfatasa alcalina (Marschner, 2012) y los promotores de crecimiento mediante el ácido indolacético y el ácido giberélico (Lucangeli y Bottini, 1997).

En maíz a nivel nacional se tiene un rendimiento de 2,878 kg ha^{-1} sin fertilizante como testigo, de 3,323 kg ha^{-1} con *Azospirillun brasilense*, de 3,120 kg ha^{-1} con *Glomus intraradices* y 3,352 kg ha^{-1} con la interacción *Azospirillun brasilense* más *Glomus intraradices*, que representan un incremento de 15.5 %, 8.4 % y 16.5 % respectivamente contra el testigo, siendo mayor el efecto en las zonas templadas y del trópico y menor en las zonas semiáridas y áridas (Aguirre, 2006).

Los criterios de resolución por parte de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER) mediante el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA) para emitir el Dictamen Técnico de Efectividad Biológica señala que los

valores de efectividad biológica sean igual o mayores al 50% para herbicidas, insecticidas y acaricidas, bactericidas, fungicidas y nematicidas orgánicos o sustentables (DOF, 2015). Lo que indica que todos los productos orgánicos o sustentables, no pueden cumplir con el 100% del suministro de nutrimentos y siempre se deberá complementar con fertilizantes inorgánicos.

CONCLUSIONES

El alto costos de los fertilizantes y el uso de biolíquidos y biofertilizantes para suministrar el nutrimento necesario para la demanda del cultivo, solo será de manera complementaria y nos ayuda a reducir la dosis de fertilizante inorgánico.

BIBLIOGRAFIA

Aguirre-Medina, J. F. 2006. Biofertilizantes microbianos: experiencias agronómicas del programa nacional del INIFAP en México. Libro Técnico Núm. 2. INIFAP-CE Rosario Izapa, Tuxtla Chico, Chiapas, México. 201 p.

Covarrubias-Ramírez, J. M. 1989. Eficiencia en el uso de Agua en el cultivo de trigo *Triticum aestivum* L. con residuos orgánicos. Maestría en ciencias en suelos. UAAAN. Buenavista, Saltillo, Coahuila.

Covarrubias-Ramírez, J. M., S. Castillo-Aguilar, J. A. Vera-Núñez, R. Núñez-Escobar, P. Sánchez-García, R. Aveldaño-Salazar y J. J. Peña-Cabriales. 2005. Absorción y eficiencia en uso de fósforo en papa cultivar alpha con 32P. Agrociencia 39:127-136.

Covarrubias Ramírez, J. M. 2015. Selección y costo del fertilizante y del nutriente. *In*: Loredo Osti *et al.*, (Compilación y Edición). Memorias del XL Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. San Luis Potosí, S. L. P. 40:1081-1085.

Covarrubias-Ramírez J. M., Jacobo-Salcedo, M. del R., Nava-Reyna, E., Parga-Torres, V. M. 2019a. Biofertigation in fruit crops: Concept and application. In: Fruit crops: Diagnosis and Management of nutrient constraints. Srivastava, A. K. and Hu Chengxiao. (ed). Elsevier. Amsterdam, Netherlands. pp 367-377.

Covarrubias Ramírez, J. M. María del Rosario Jacobo Salcedo, Víctor Manuel Parga Torres y Juan Guillermo Martínez Rodríguez. 2019b. Biofertirrigación orgánica-mineral en manzano para la sierra de Arteaga, Coahuila y Nuevo León. Orona Castillo, Ignacio *et al.*, (eds). Memoria de la XXXI Semana Internacional de Agronomía UJED-FAZ-DEP. Venecia Durango, México. 31:936-941.

Diario Oficial de la Nación (DOF). 2015. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-032-FITO-1995, SAGARPA. Consultado el martes 11 de agosto del 2015.

Grupo Consultor de Mercados Agrícolas (GMCA). 2022. Perspectivas agroalimentarias 2022. https://gcma.com.mx/

Havlin J.L.; S. L. Tisdale; W.L. Nelson and J.D. Beaton. 2017. Soil fertility and fertilizers. 8th ed. Pearson India Education Services Pvt. Ltd. Uttar Pradesh, India. 520 p.

Hernández F., L. 2011. Aislamiento y evaluación del potencial biofertilizante de bacterias aplicables en el desarrollo agrícola sostenible en Chihuahua. Tesis de Doctorado. C.P. Campus Puebla. Puebla, Puebla. 158 p.

INEGI. 2022. Índice nacional de precios al consumidor primera quincena de mayo de 2022. Comunicado de prensa núm. 293/22. https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2022/inpc_1q/inpc_1q2022_05.pdf

International Fertilizer Association (IFA). Databases and Charts. https://www.ifastat.org/databases/supply-trade.

Lucangeli, C. and Bottini, R. 1997. Effects of Azospirillum spp. on endogenous gibberellin content and growth of maize (*Zea mays* L.) treated with uniconazole. Symbiosis. 23(1):63-72.

Marschner, P. 2012. Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. Third Edition. Elsevier Ltd. Waltham, MA, USA. 651 p.

Núñez E., R. 2000. Las perspectivas de fertilidad de los suelos en el siglo veintiuno. En: La edafología y sus perspectivas al siglo XXI. Quintero et al., ed. Tomo II. p. 439-447.

Pérez-Pérez, J.A y O. Espinosa-Victoria. 2014. Caracterización microbiológica de las bacterias residentes en el tracto digestivo de la lombriz de tierra *Eisenia foetida*. In: Flores Margez, J.P. *et al*., (eds). Memoria XXXIX Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Cd. Juárez, Chih. 39:128-133.

TRATAMIENTO DE RESIDUOS CÍTRICOS GENERADOS EN LA ZONA CENTRO-NORTE DE VERACRUZ PARA LA PRODUCCIÓN DE COMPOST

Silvia Ordaz Bernabe[1]; Yovani López González[1]; Raquel Arcos Soto[1]; Neira Sánchez Zárate[1]; Guadalupe Corelly Salazar Salazar[1]

[1]Instituto Tecnológico Superior de Misantla.Km 1.8 Carretera Lomas del Cojolite, 93821 Misantla, Veracruz, México.
ylopezg@itsm.edu.mx

RESUMEN

Los tratamientos que se llevaron a cabo fueron de la siguiente manera: tratamiento uno (T1): se hizo una mezcla con 50 % cascara de naranja y 50 % pulpa de café, a esto se le adicionó 400 gramos de cal dolomítica; tratamiento dos (T2): para este tratamiento, se hizo una mezcla con 70 % cascara de naranja y 20 % pulpa de café, a esto se le adicionó 560 gramos de cal dolomítica; tratamiento tres (T3): para este tratamiento, se hizo una mezcla del 80 % cascara de naranja y 20 % pulpa de café, a esto se le adicionó 640 gramos de cal dolomítica. Las unidades experimentales que se evaluaron para la primera etapa de este proyecto fueron los siguientes parámetros para monitorear el proceso de compostaje: pH, humedad, temperatura y conductividad eléctrica.

INTRODUCCIÓN.

En la actualidad el desarrollo de la industria de cítricos conlleva a la generación de residuos los cuales no se le da un tratamiento adecuado debido a la falta de interés por parte de la población ya que no es considerado un residuo peligroso, sin embargo, las grandes cantidades de estos residuos tienen impactos negativos a la salud humana y el medio ambiente.

La protección del medio ambiente y el uso sostenible de los recursos naturales han cobrado mucha importancia durante los últimos años, por lo que la adecuada gestión de los residuos orgánicos es una herramienta fundamental para conseguirlo. Por lo anterior el aprovechamiento de los residuos orgánicos para la elaboración de fertilizantes orgánicos se ha convertido en una alternativa sustentable para su tratamiento. Los fertilizantes orgánicos se han utilizado durante mucho tiempo y, aunque su composición química, el suministro de nutrientes a los cultivos y los efectos sobre el suelo varían, se han demostrado sus efectos sobre la fertilidad del suelo. Considerando lo anterior el objetivo del presente trabajo fue evaluar el proceso de compostaje a partir de residuos cítricos y de pula de café utilizando materiales ricos en calcio para neutralizar la acidez generada por los residuos.

MATERIALES Y MÉTODOS.

El presente trabajo se realizó en las instalaciones de Instituto Tecnológico Superior de Misantla (ITSM) ubicado en la zona centro-norte del estado de Veracruz. Para llevar a cabo la preparación del tratamiento se seleccionó la materia prima que consistió en desechos de

naranja como es el caso de la cáscara y el bagazo, esta materia prima se obtuvo de las industrias citrícolas de la zona centro-norte de Veracruz ubicadas en el municipio de Martínez de la Torre. Una vez obtenida la materia prima se llevó a cabo un pretratamiento en el cual se buscó minimizar la acidez que estos tenían, debido a que si este valor es muy alto los microorganismos encargados de la degradación no cumplirían totalmente el proceso de descomposición, para ello se agregó 10% en masa de cal dolomítica y Carbonato de calcio con respecto a la masa total de los tratamientos. Los tratamientos evaluados fueron Tratamiento 1 (50% residuos de cítricos y 50 pulpa de café); Tratamiento 2 (70% Residuos de cítricos y 30 residuos de pulpa de café) y tratamiento 3 (80% residuos de cítricos, 20% de pulpa de café).

Para llevar un control de proceso de compostaje se llevó a cabo un monitoreo semanal de los diferentes parámetros durante dos meses, el pH, temperatura, humedad se tomaron durante 4 semanas mediante la norma Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.

Los tratamientos establecidos fueron sometido a análisis de varianzas de acuerdo a un diseño experimental completamente al azar con 5 repeticiones con el paquete estadístico Mitab.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Pretratamientos de las muestras

Después de haber realizado el pretratamiento de la cáscara de naranja se bajó el rango de pH. El pH obtenido después de pretratamiento pasó de 6.10 a 6.76 el cual es más viable para la degradación de la materia orgánica, sin embargo, el pH de la materia prima debe de ser lo más neutro posible debido a que los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica no toleran valores muy alejados del 7.

Monitoreo de pH

En la figura 1 se observa el monitoreo de pH en el tratamiento de la composta a partir de un periodo de once semanas evaluadas. Iniciando el proceso del compostaje con un pH 6.76 y finalizando con un pH máximo de 7.99. Millán, La Cruz & Sánchez (2018) mencionan que el valor del pH, depende de los materiales de origen y varía en cada fase del proceso compostaje.

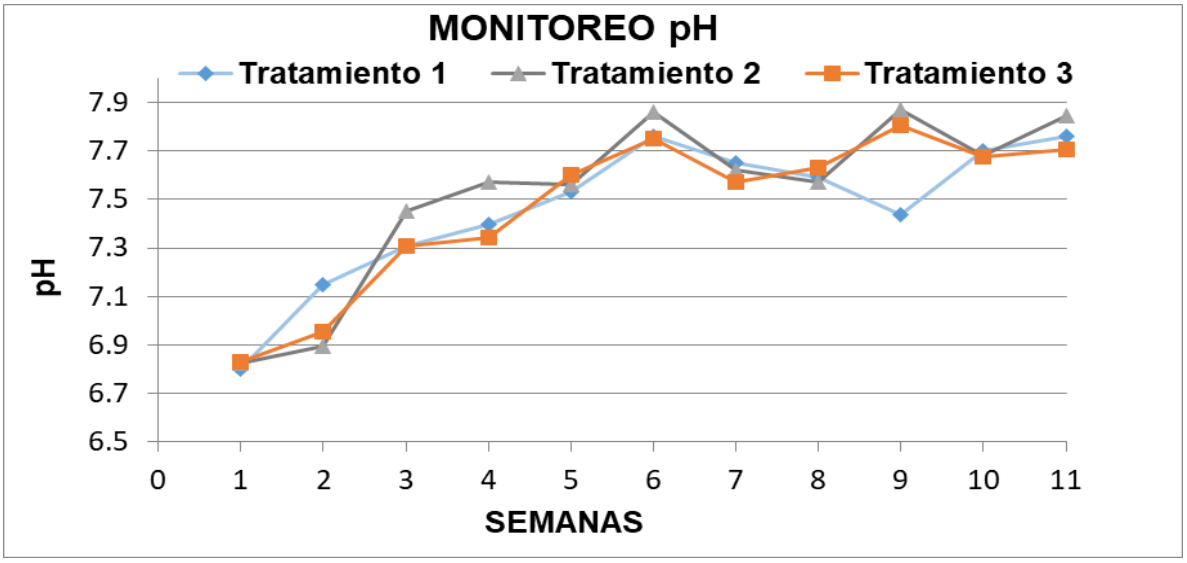


Figura 1. Gráfica de pH de los tratamientos evaluados durante días del proceso de compostaje.

Temperatura

La figura 2 representa los resultados del comportamiento de la temperatura evaluada en un periodo de once semanas, se puede observar que este proceso inició en 30°C alcanzando una temperatura máxima de 45°C en la fase mesófila. Vargas-Pineda, Trujillo-González & Torres-Mora (2019) menciona que la temperatura es un parámetro útil que permite dar seguimiento al proceso de descomposición de la materia orgánica, cuando el material se está compostando pasa por un ciclo de temperaturas que es ocasionado por la actividad metabólica microbiológica.

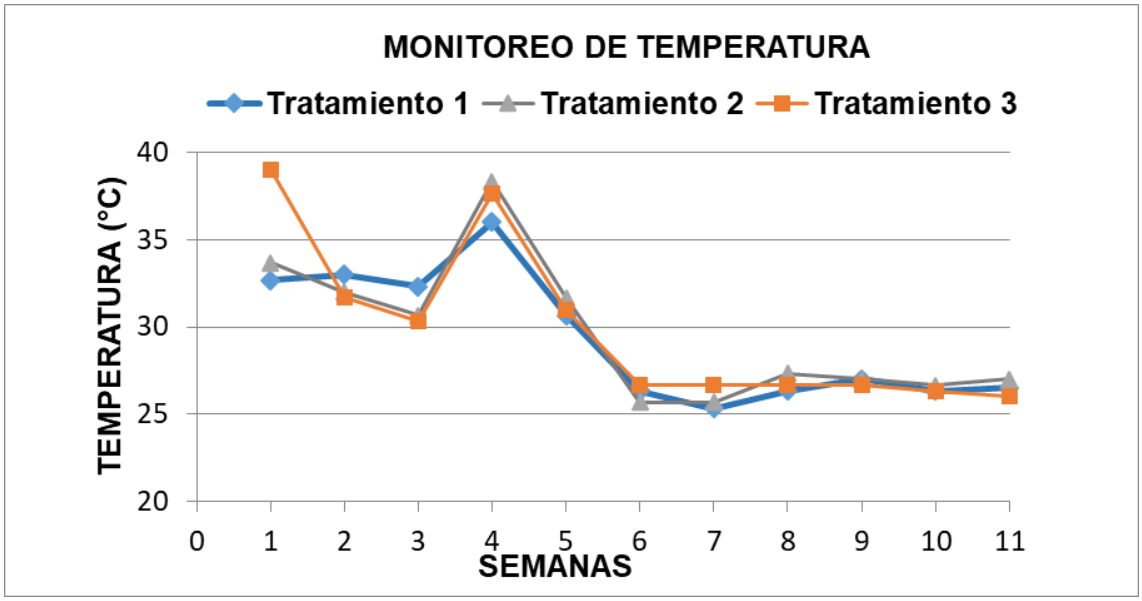


Figura 2. Gráfica de Temperatura de los tratamientos evaluados durante los días del proceso de compostaje.

Humedad

En la figura 3 se muestran los resultados del comportamiento que tuvo la humedad a lo largo de las once semanas iniciando la primera semana del tratamiento común rango de 40% a 50% de humedad, en la semana 2 se observó un comportamiento de humedad más estable en los tres tratamientos por lo que es considerado optimo, en la semana 3 los tres tratamientos mostraron distintos porcentajes de humedad. Rodríguez (2004) menciona que la humedad es un parámetro indispensable ya que para los diferentes microorganismos es donde viven y se alimentan.

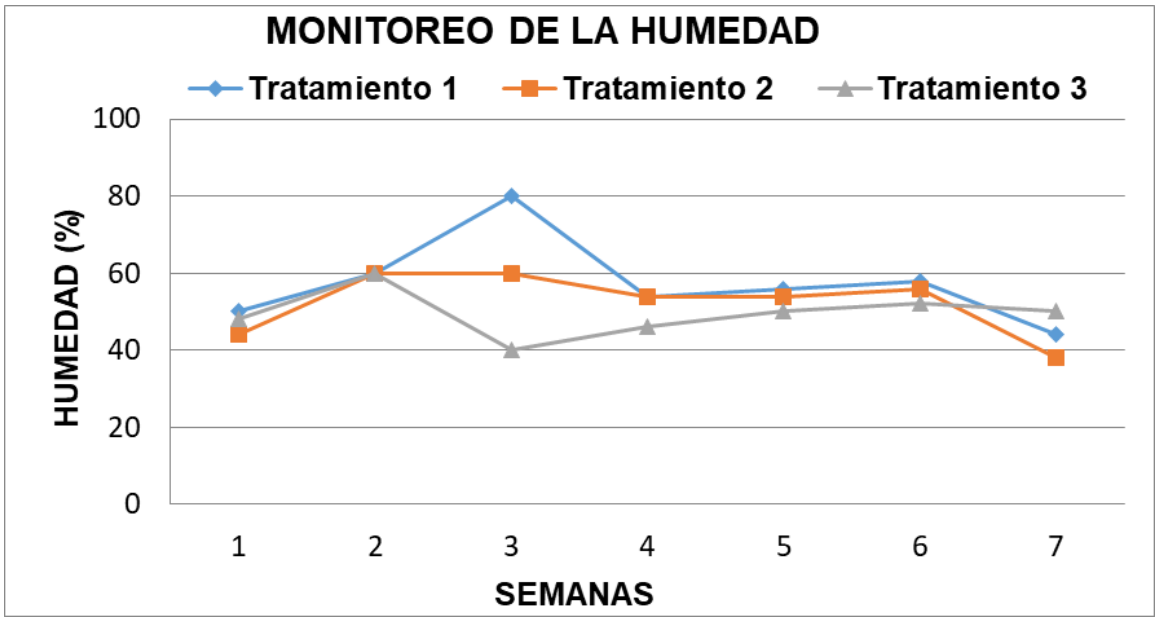


Figura 3. Gráfica de humedad de los tratamientos evaluados durante las 7 semanas del proceso de compostaje.

CONCLUSIÓN.

De acuerdo a los resultados obtenidos del monitoreo de compostaje se comprobó que los tres parámetros evaluados hasta el momento han cumplido de manera satisfactoria en los tres tratamientos evaluados, por lo que el porcentaje de cal dolomítica y carbonato de calcio cumplieron de manera satisfactoria para ajustar el pH de los tratamientos, y de esta forma se ha cumplido de manera satisfactoria el proceso de degradación de los residuos orgánicos por los microorganismos.

BIBLIOGRAFÍA

García, G. C., Torres, M. C. D., & Rebellon, L. F. M. (2016). Evaluación de la adecuación de humedad en el compostaje de biorresiduos de origen municipal en la Planta de Manejo de Residuos Sólidos (PMRS) del Municipio de Versalles, Valle del Cauca. Gestión y Ambiente, 19(1), 179-191.

Meng, X., Yan, J., Zuo, B., Wang, Y., Yuan, X., & Cui, Z. (2020). Full-scale of composting process of biogas residues from corn stover anaerobic digestion: Physical-chemical, biology parameters and maturity indexes during whole process. Bioresource technology, 302, 122742.

Millán, F., Prato, J. G., La Cruz, Y., & Sánchez, A. (2018). Estudio metodológico sobre la medición de pH y conductividad eléctrica en muestras de compost. Revista Colombiana de Química, 47(2), 21-27.

Vargas-Pineda, O. I., Trujillo-González, J. M., & Torres-Mora, M. A. (2019). El compostaje, una alternativa para el aprovechamiento de residuos orgánicos en las centrales de abastecimiento. Orinoquia, 23(2), 123-129.

PÉRDIDA DE SUELO EN LA CUENCA DE LA PRESA DE COINTZIO: EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA MEDIANTE RUSLE

María Lourdes González Arqueros[1]; Aldair Huerta Morales[2]; Jorge Alejandro Ávila Olivera[3]

[1]CONACYT-Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra Dr. Víctor Hugo Garduño Monroy, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Morelia, 58066, México, lourdes.gonzalez@umich.mx. [2]Programa Institucional de Licenciatura en Ingeniería Ambiental, Ciudad Universitaria, Morelia, 58066, México. [3]Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra Dr. Víctor Hugo Garduño Monroy, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Morelia, 58066, México

RESUMEN

La erosión hídrica es la segregación, transporte y sedimentación de partículas de suelo debido a la precipitación, ya sea por el impacto de las gotas de lluvia o por los escurrimientos que se generan. Esta remoción del suelo, laminar o concentrada, perturba los ecosistemas y contribuye a la degradación ambiental, ya que en los suelos se llevan a cabo procesos importantes como los ciclos biogeoquímicos y la captura de agua. Además, los sedimentos que genera la erosión hídrica azolvan los sistemas naturales y/o artificiales de almacenamiento y distribución de agua, lo que a su vez genera problemas de inundaciones e inclusive de contaminación. El objetivo principal de la investigación es estimar la pérdida de suelo a causa de la erosión hídrica en la cuenca de captación de la Presa de Cointzio, ubicada en el municipio de Morelia, Michoacán. Para lo cual se utilizó la Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo (RUSLE) y Sistemas de Información Geográfica. Dicha ecuación considera parámetros como erosividad de la lluvia, susceptibilidad de erosión del suelo, pendiente del terreno, cubierta y manejo de cultivos, así como prácticas de conservación. Los resultados de la investigación permitieron reconocer diferencias tanto en la magnitud como en la distribución de las tasas de pérdida de suelo para el escenario actual y el escenario potencial. Información fundamental tanto para la planificación del territorio, como la para operación y mantenimiento de la Presa de Cointzio.

PALABRAS CLAVE: *Azolvamiento; Geopedología; Degradación de suelo; Sistemas de Información Geográfica.*

INTRODUCCIÓN

Se ha demostrado recientemente que un 76 % de la superficie nacional está afectada por erosión hídrica (Bolaños-González *et al.*, 2016), entre los estados más afectados por erosión se encuentra Michoacán. Este es un fenómeno natural pero que es dramáticamente incrementado por las actividades humanas.

La erosión hídrica plantea varios problemas, entre ellos, la pérdida de tierras para cultivo, pérdida de nutrientes del suelo, acumulación de material en zonas urbanas, y azolvamiento de cauces y embalses (Montes-León *et al.*, 2011). A causa del azolvamiento, las obras





hidráulicas disminuyen su capacidad de almacenamiento, ocasionando problemas en las producciones agrícolas y con el abastecimiento de agua potable. Además, debido a la materia orgánica que contiene el suelo, contribuye a la eutrofización de los cuerpos de agua y en general a la disminución de la calidad del líquido (Némery *et al.*, 2016).

La ciudad de Morelia es abastecida de agua potable a través de diferentes fuentes, una de ellas es la presa de Cointzio, que cumple con funciones tales como almacenamiento, regulación, riego agrícola, control de avenidas y recreación. Se estima que cuando la presa se construyó contaba con una capacidad de almacenamiento de 87,400 hm^3, sin embargo, actualmente solo almacena alrededor de 68,520 hm^3, este azolvamiento se atribuye principalmente a la acumulación de partículas de suelo transportadas por erosión hídrica. Esta problemática, aunada a otros factores, acrecienta las recurrentes inundaciones que se dan en la ciudad de Morelia cada año.

La dificultad de realizar observaciones y mediciones de los procesos erosivos durante los eventos de erosión y escurrimiento superficial hace necesario el uso de modelos de predicción de erosión y sedimentación en las cuencas (Jetten *et al.*, 2003). Uno de los modelos para cuantificar la erosión es la Ecuación Universal de Pérdida del Suelo Revisada (RUSLE) (Renard *et al.*, 1997), un modelo de predicción de la erosión hídrica laminar y en surcos; que junto con los Sistemas de la Información Geográfica (SIG) permiten predecir la erosión en cuencas.

Todas estas razones exponen a la cuenca de la presa de Cointzio como el escenario ideal para estimar y modelar la pérdida de suelo por erosión hídrica, y con ello proporcionar información fundamental tanto para la adecuada planificación del territorio, así como para los tomadores de decisiones con el fin de disminuir y mitigar las consecuencias negativas de los suelos erosionados.

Por lo que, el objetivo principal de este estudio es evaluar la erosión hídrica en la cuenca de la presa de Cointzio con el fin de identificar los factores que controlan la pérdida y/o acumulación de suelo, y que son susceptibles de ser material transportado que contribuya al azolve de dicha presa.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca de la presa de Cointzio, con una extensión de 668 km^2, se ubica al sur de la ciudad de Morelia, en el estado de Michoacán, dentro del eje Neovolcánico. La altitud oscila entre 2000 y 3280 msnm. Domina el tipo de clima templado subhúmedo con lluvias en verano.

Para la evaluación de las unidades de paisaje que relacionan a los suelos con el relieve se utilizó el enfoque geopedológico (Zinck, 2016) que permitió identificar los procesos edáficos que caracterizan a cada suelo y a cada unidad.

Se realizó un perfil representativo por unidad geopedológica, y se describieron los perfiles en campo de acuerdo a la metodología propuesta por el Soil Science Division Staff (2017).

Se realizaron los análisis de densidad aparente por el método del cilindro de volumen conocido; la textura del suelo por el método de Bouyoucos; la cantidad de materia orgánica mediante la determinación del carbono orgánico total por el método de Walkley y Black. El pH y la CE (conductividad eléctrica) se obtuvieron por medio de un medidor multiparamétrico de la marca Hanna Instruments modelo HI 98195.





La modelación de la erosión se realizó a escala regional a nivel de cuenca mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) (Renard *et al.*, 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) permitieron recrear las capas de los factores necesarios para la modelación de la pérdida de suelo mediante la Ecuación RUSLE (Figura 1). En cuanto al factor C, cobertura de suelo, se distinguieron 5 clases: agricultura de

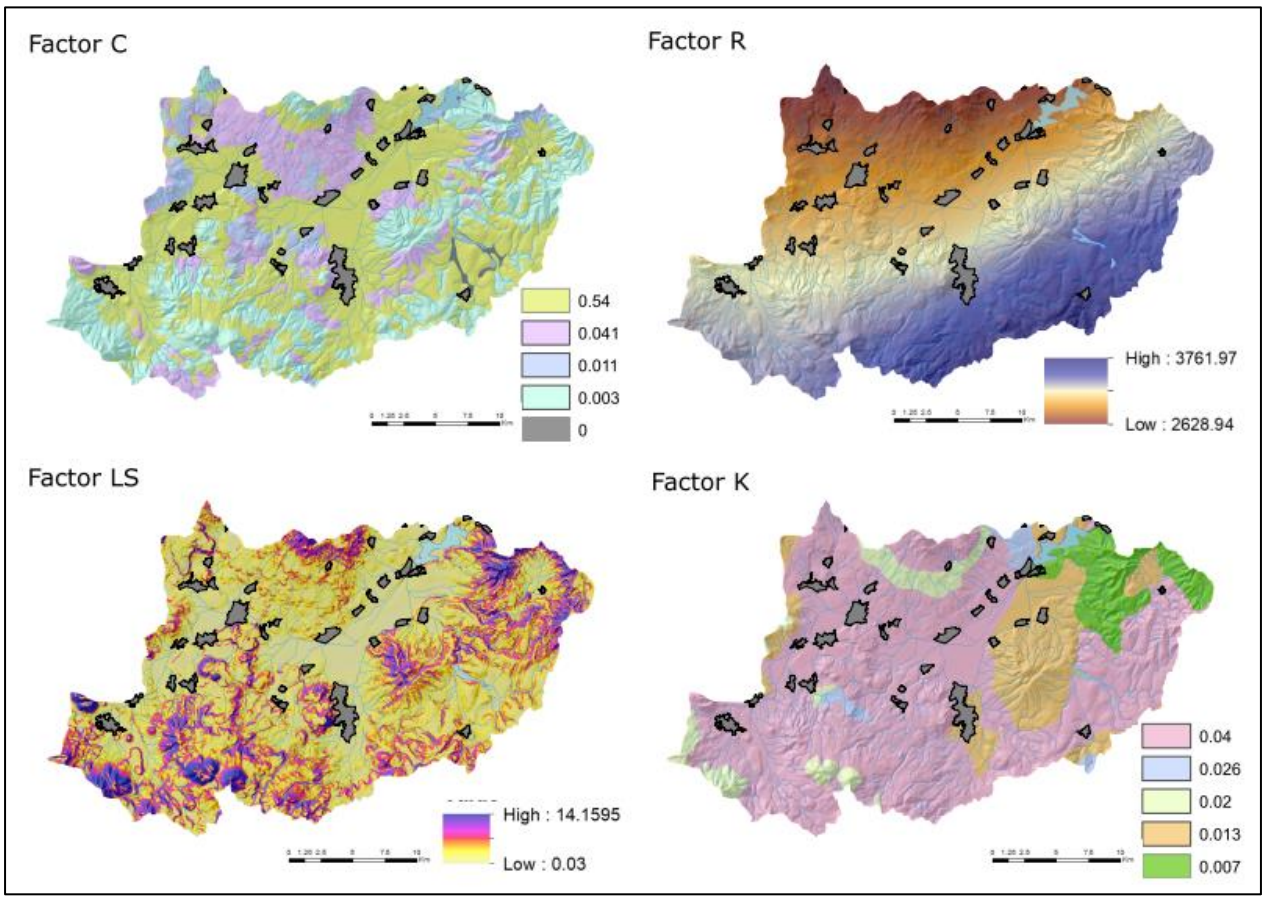


Figura 1. Capas de datos de los factores C (adimensional), R (MJ mm ha^{-1} h^{-1}), LS (adimensional) y K (t ha h ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}).

temporal y riego a la cual se le asignó un valor de 0.54, el mismo por presentar rendimientos similares; 0.041 para vegetación secundaria; 0.011 para pastizal inducido; 0.003 para bosque, principalmente de pino-encino; y 0 para zonas urbanas y cuerpos de agua. El factor R, erosividad de la lluvia, reportó valores que oscilaron entre 2,628 y 3,761 MJ mm ha^{-1} h^{-1}, correspondientes al intervalo de precipitación promedio anual de 796 y 1,294 mm/año registrado en la zona de estudio. EL factor LS, longitud y pendiente de las laderas, mostró los máximos valores asociados a pendientes mayores a 30 %, ubicadas en las laderas de las montañas de la cuenca de la presa de Cointzio.

El factor K, erodabilidad de la lluvia, registró los valores para los suelos predominantes de la zona: 0.04 para los Andosoles y Luvisoles de textura media; 0.026 para los Vertisoles de textura fina y los Andosoles de textura gruesa; 0.02 para los Phaeozems y Leptosoles de textura media; 0.013 para los Luvisoles y Andosoles de textura fina; y 0.007 para los Phaeozems y Leptosoles de textura fina.

La modelización de las capas creadas a partir de los sistemas de información geográfica permitió obtener los mapas de erosión actual anual (Figura 2) combinando los factores de factor de erosividad de la lluvia (R), factor de erodabilidad del suelo (K), factor de longitud y pendiente de la ladera (LS), y factor de manejo de la cobertura (C). El factor de prácticas de conservación (P) no se tomó en cuenta ya que no se reconocieron en campo actividades al respecto. Por otro lado, también se obtuvo el mapa de erosión potencial anual combinando únicamente los factores R, K y LS (Figura 2).

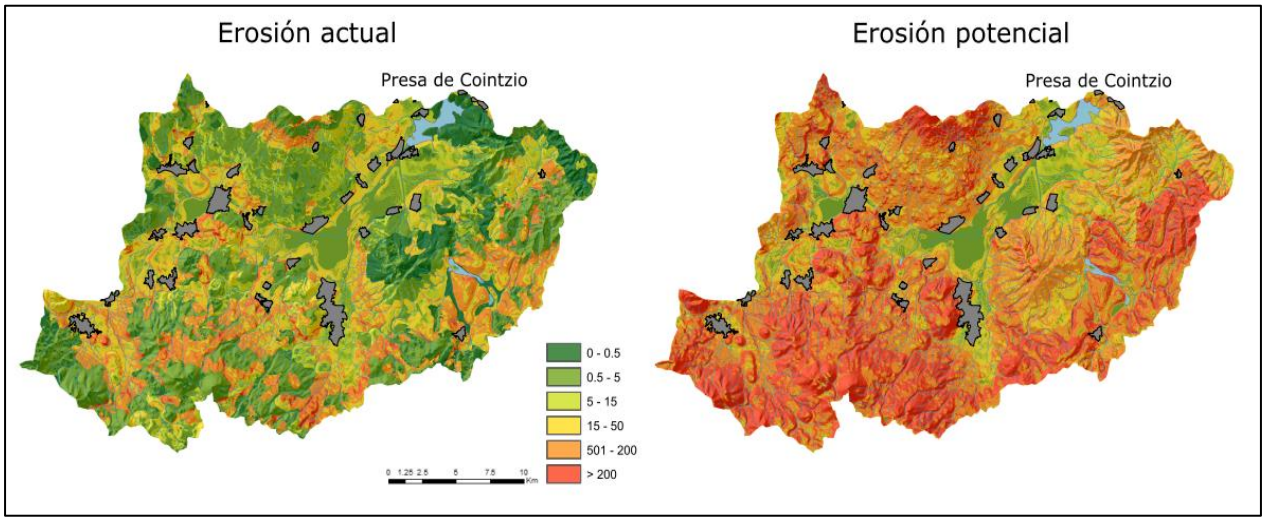


Figura 2. Erosión actual y potencial anual de la cuenca de la presa de Cointzio. Valores de las tasas de erosión en t/ha/año.

Los mapas muestran que existe una gran diferencia entre las tasas de erosión actuales y potenciales, lo que indica una gran influencia positiva del manejo del suelo y la cobertura. Las tasas de erosión que predominan en el escenario actual oscilan entre 0 y 660 t ha^{-1} $año^{-1}$, predominando las tasas de 0.5 a 50 t ha^{-1} $año^{-1}$. Mientras que para el escenario potencial varían entre 0.5 y 1,773 t ha^{-1} $año^{-1}$, predominando las tasas de 50 a >200 t ha^{-1} $año^{-1}$.

Entre ambos mapas también se observó una distribución espacial sensiblemente diferente, en el escenario actual las tasas más bajas se asocian a las zonas planas y a las zonas con uso de suelo forestal. Mientras que para el escenario potencial las únicas tasas de erosión bajas se encuentran en las zonas planas.

Los resultados indican que los factores dominantes en esta modelación son los factores de longitud y pendiente de la ladera y de cobertura del suelo, ya que las áreas con valores

menos favorables en estos dos factores muestran la mayor susceptibilidad a la erosión hídrica.

CONCLUSIONES

La degradación del paisaje a partir de pérdida de suelo por erosión hídrica en la cuenca de la presa de Cointzio muestra una clara susceptibilidad al riesgo de erosión actual que provoca el arrastre y transporte de partículas que pueden estar incrementando el azolvamiento de la presa. Sin medidas de planeación del territorio y uso de suelo, la susceptibilidad a la erosión hídrica potencial de la cuenca muestra valores extremadamente altos que pueden influir en un azolvamiento de la presa acelerado.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Dulce María Bocanegra Ramírez, técnica del Laboratorio de Suelos del INICIT-UMSNH, por el apoyo en el análisis de las muestras de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

Bolaños González MA, Paz Pellat F, Cruz Gaistardo CO, Argumedo Espinoza JA, Romero Benítez VM, de la Cruz Cabrera JC. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo Erosion map of Mexico soils and its possible implications for soil organic carbon pool. *Terra Latinoamericana* **34**

Jetten V, Govers G, Hessel R. 2003. Erosion models: quality of spatial predictions. *Hydrological Processes* **17**: 887–900. DOI: 10.1002/hyp.1168

Montes-León MAL, Uribe-Alcántara EM, García-Celis E. 2011. Mapa nacional de erosión potencial. *Tecnologia y Ciencias del Agua* **2**: 5–17

Némery J, Gratiot N, Doan PTK, Duvert C, Alvarado-Villanueva R, Duwig C. 2016. Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. *Aquatic Sciences* **78**: 171–189. DOI: 10.1007/s00027-015-0416-5

Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yode DC. 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised unviersal soil loss equation. RUSLE*. Washington, D.C.

Soil Science Division Staff. 2017. *Soil Survey Manual*. Government Printing Office: Washington, D.C.

Zinck JA. 2016. The Geopedologic Approach. *Geopedology*. Springer International Publishing: Cham, 27–59. DOI: 10.1007/978-3-319-19159-1_4

PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE SUELOS EROSIONADOS ENMENDADOS CON BIOSÓLIDOS

Nadia De la Portilla López[1]; Jorge Lugo de la Fuente[1]; Rocio Vaca Paulín[1]; Liliana Salinas Alcántara[1]; Pedro del Águila[1]; Gustavo Yañez Ocampo[1]

[1]Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto Literario 100, 50000 Toluca, Estado de México, México
naomenpl@hotmail.com (Nadia De la Portilla López).

RESUMEN

La erosión provoca la disminución en la actividad microbiana, afecta los ciclos biogeoquímicos y en consecuencia perjudica las propiedades bioquímicas del suelo. En este trabajo se evaluó el efecto de la incorporación de tres dosis de biosólidos (0, 25 y 40 t/ha) en suelos erosionados por extracción minera (M) y erosión hídrica (H) para conocer Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM), Respiración Basal (RB) y qCO_2 a los 7, 30, 180 y 360 días después de haber incorporado los biosólidos. La actividad respiratoria y el coeficiente metabólico tuvieron un aumento a los 7 y 360 días respectivamente después de la adición de 40 t/ha de biosólido. En los suelos erosionados por extracción minera el Carbono de la Biomasa Microbiana fue mayor en el tratamiento control (sin biosólido) después de 30 días; mientras que, para el suelo con erosión hídrica el mayor contenido se presentó a los 7 días (en el tratamiento con 25 t/ha de biosólido). Concluyendo para el caso de RB que a mayor dosis de biosólido mayor actividad respiratoria en ambos suelos, para CBM no existió una relación de aumento directamente proporcional entre la dosis de biosólido y esta propiedad pues el control (0 t/ha) y la dosis media de biosólido (25 t/ha) presentaron los mayores contenidos de CBM en el suelo con extracción minera y en el que presentó erosión hídrica respectivamente.

PALABRAS CLAVE: *actividad respiratoria; materia orgánica; medio edáfico; microorganismos.*

INTRODUCCIÓN

Las gotas de lluvia, escorrentía, viento, gravedad y otros factores de formación modifican al suelo constantemente generando pérdida y transformación del mismo. De igual manera, actividades mineras, cambio de uso de suelo, urbanización, deforestación, prácticas agrícolas entre otras, causan cambios en las propiedades del suelo provocando su erosión (Comino *et al.,* 2017; Thomas *et al.,* 2018).

La pérdida de nutrientes, disminución de materia orgánica (MO), carbono orgánico (CO), alteración de su estructura y fertilidad se conoce como erosión del suelo (Doni *et al.,* 2017). Este fenómeno provoca reducción en la actividad microbiana, afecta los ciclos biogeoquímicos y en consecuencia perjudica las propiedades bioquímicas del suelo (Sarapatka *et al.,* 2018; Steinhoff-Knopp y Burkhard 2018); por esta razón, es necesario desarrollar estrategias para mitigar los efectos producidos por la erosión.

En la restauración de suelos la incorporación de biosólidos como enmienda orgánica resulta ser una alternativa eficiente debido a su contenido de N, P, MO y micronutrientes (Turunen *et al.*, 2018). Los biosólidos son producidos a partir del tratamiento de aguas residuales de origen doméstico o industrial, estos residuos pueden ser usados como enmiendas orgánicas ya que estimulan la actividad microbiana debido a su contenido de nutrientes y MO, mejorando las propiedades bioquímicas del suelo (Urbaniak *et al.*, 2017; Arif *et al.*, 2018; Mohamed *et al.*, 2018).

Aumento en carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno, carbono de la biomasa microbiana (CBM) y respiración basal (RB) son algunos de los efectos positivos sobre las propiedades bioquímicas de los suelos a causa de la incorporación de biosólidos mencionados en diversos estudios. Dichos efectos se deben al aporte de nutrimentos por parte de los biosólidos lo que favorece la actividad microbiana y reactivación de los ciclos biogeoquímicos (Ros *et al.*, 2003; Jiménez *et al.*, 2007; Roig *et al.*, 2012; Pardo *et al.*, 2014; Arif *et al.*, 2018; Siebeliec *et al.*, 2018).

Las propiedades bioquímicas del suelo son indicadores capaces de monitorear los cambios que se presentan en los procesos edáficos, debido a su sensibilidad ante las alteraciones o usos del suelo, su relación con la actividad microbiana y los procesos de mineralización del suelo (Papp *et al.*, 2018).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la adición de biosólidos sobre la mineralización del nitrógeno, el carbono de la biomasa microbiana y respiración basal en suelo con erosión hídrica y por extracción minera a los 7, 30, 180 y 360 días después de la incorporación como una alternativa de restauración del medio edáfico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se establecieron dos zonas de muestreo en el Municipio Jiquipilco, Estado de México. La primera zona presentó erosión hídrica (19º 31' 36'' N, 99º 41' 23'' W, con altitud de 2723 msnm) y la segunda erosión por explotación minera (extracción de arena) (19º 32' 35'' N, 99º 43' 54'' W, con altitud de 2746 m). El suelo para ambos sitios se clasifica como Phaeozem háplico (INEGI, 1982).

En ambas zonas se llevó a cabo un muestreo preferencial para colectar bloques de suelo (monolitos) de 28 cm (largo) x 9 cm (ancho) x 16 cm (alto) los cuales fueron colocados de manera individual en recipientes de plástico previamente identificados.

Los biosólidos se tomaron directamente del filtro prensa de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Toluca Norte. Se emplearon tres dosis de biosólidos (0, 25 y 40 t/ha) para cada suelo erosionado, de tal manera que se tuvieron 3 tratamientos para el suelo con erosión hídrica (H_0, H_{25} y H_{40}) y 3 para el suelo con erosión minera (M_0, M_{25} y M_{40}) con 4 repeticiones para cada uno bajo un diseño en bloques completamente aleatorio a nivel laboratorio. Los biosólidos fueron aplicados en peso húmedo.

Las determinaciones bioquímicas se llevaron a cabo en cada uno de los tratamientos a los 7, 30, 180, 360 días después de la aplicación del biosólido, para ello se tomaron muestras de suelo a 0-20 cm de profundidad en cada uno de los monolitos con un sacabocados hecho a base de PVC; las muestras se colocaron en bolsas de polietileno previamente etiquetadas y se congelaron a -24 ºC para su posterior análisis.

Los análisis bioquímicos realizados fueron: Carbono de la biomasa microbiana por el método de fumigación-extracción Vance *et al.* (1987) (reactivos y equipos utilizados: Agua destilada, $KMnO_4$, HCl, HPO_4, $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ y ferroina como indicador, baños secos, buretas, probetas, pipetas, vasos de precipitado, matraces aforados, balanza digital, agitadores), respiración basal del suelo mediante la determinación de la emisión de CO_2 por el método de Kassem y Nannipieri (1995) (reactivos y equipo utilizados NaOH, HCl, $BaCl_2$ y Fenolftaleina como indicador, pipetas, probetas, buretas, vasos de precipitado, balanza digital, matraces aforados). Asimismo, se calculó el coeficiente metabólico (qCO_2) como la cantidad de C-CO_2 emitido por unidad de biomasa por hora reportado para 24 días.

Para el análisis estadístico se aplicó un ANOVA para un diseño en bloques completamente aleatorio y una prueba de Tukey para detectar diferencias significativas en las variables medidas en función de los tratamientos empleados. Los análisis se hicieron con un nivel de confianza de 95% empleando el paquete estadístico Statgrapichs Centurion 5.0. El periodo de realización del estudio fue de 15 meses.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos H_{40} y M_{40} presentaron los valores más altos y significativamente diferentes en RB respecto a los demás tratamientos ($p < 0.05$) (Cuadros 1 y 2). Respecto al tiempo, en ambos suelos el mayor aumento de RB se observó 7 días después de la adición de los biosólidos a diferencia de los tiempos 30, 180 y 360 días.

Cuadro 1. Propiedades bioquímicas de suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos.

Tiempo	Propiedad/Tratamiento	H_0	H_{25}	H_{40}
	RB ($\mu g\ CO_2/g$ suelo)	5716.7 ± 173.0^A	11667.4 ± 962.8^B	14262.3 ± 504.3^C
7 días	CBM ($\mu g\ g^{-1}$)	499.1 ± 31.6^A	2092.0 ± 44.2^B	1407.5 ± 243.5^C
	qCO_2	5.7	2.8	5.0
	RB ($\mu g\ CO_2/g$ suelo)	5562.2 ± 287.4^A	8830.3 ± 349.9^B	11579.9 ± 898.5^C
30 días	CBM ($\mu g\ g^{-1}$)	1640.5 ± 102.1^B	663.5 ± 82.4^A	1419.4 ± 299.7^B
	qCO_2	1.7	6.6	4.0
	RB ($\mu g\ CO_2/g$ suelo)	1772.4 ± 22.1^A	2003.6 ± 126.5^A	3371.1 ±253.7^B
180 días	CBM ($\mu g\ g^{-1}$)	221.5 ± 33.9^A	1288.9 ± 35.4^B	213.2 ± 40.1^A
	qCO_2	4.1	0.8	8.2
	RB ($\mu g\ CO_2/g$ suelo)	1397.9 ± 209.4^A	2595.9 ± 576.2^A	5482.7 ± 922.3^B
360 días	CBM ($\mu g\ g^{-1}$)	225.8 ± 21.6^A	608.5 ± 9.2^B	339.3 ± 103.3A^B
	qCO_2	3.2	2.2	8.4

Promedio ± error estándar; letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p < 0.05$). H_0, H_{25} y H_{40}: suelos con erosión hídrica enmendados con 0, 25 y 40 t/ha de biosólido, respectivamente, a los 7, 30, 180 y 360 días después de la aplicación de los tratamientos. RB, Respiración Basal; CBM, Carbono de la Biomasa Microbiana; qCO_2, coeficiente metabólico.

Cuadro 2. Propiedades bioquímicas de suelo con erosión por extracción minera enmendado con biosólidos.

Tiempo	Propiedad/Tratamiento	M_0	M_{25}	M_{40}
	RB (µg CO_2/g suelo)	5589.9 ± 188.7^A	8668.8 ± 72.4^B	13763.6 ± 511.7^C
7 días	CBM (µg g^{-1})	1498.7 ± 110.3^B	799.0 ± 123.5^A	794.9 ± 112.2^A
	qCO_2	1.8	5.4	8.6
	RB (µg CO_2/g suelo)	6173.7 ± 378.5^A	8742.7 ± 213.2^B	11779.0 ± 800.9^C
30 días	CBM (µg g^{-1})	1571.4 ± 29.9^B	392.7 ± 24.0^A	1119.5 ± 156.7^B
	qCO_2	1.9	11.0	5.2
	RB (µg CO_2/g suelo)	2173.5 ± 176.8^A	3403.3 ± 329.4^B	2963.9 ± 291.9^B
180 días	CBM (µg g^{-1})	574.1 ± 154.5^A	203.8 ± 36.6^A	560.4 ± 232.2^A
	qCO_2	2.0	8.6	2.7
	RB (µg CO_2/g suelo)	1897.4 ± 329.2^A	2491.5 ± 333.0^A	3577.7 ± 496.1^B
360 días	CBM (µg g^{-1})	168.0 ± 20.9^A	328.2 ± 38.9^B	120.1 ± 21.8^A
	qCO_2	5.8	3.9	15.4

Promedio ± error estándar; letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p < 0.05$). M_0, M_{25} y M_{40}: suelos con erosión minera enmendados con 0, 25 y 40 t/ha de biosólido, respectivamente, a los 7, 30, 180 y 360 días después de la aplicación de los tratamientos. RB, Respiración Basal; CBM, Carbono de la Biomasa Microbiana; qCO_2, coeficiente metabólico.

Los incrementos de RB relacionados con la dosis alta se han asociado con la gran cantidad de MO presente en el biosólido, la cual es capaz de restituir la MO del suelo (Urbaniak *et al.*, 2017).

Esta tendencia también se puede atribuir a la entrada de carbono fácilmente disponible hacia los microorganismos y a la nueva biomasa que está creciendo en el biosólido (Andrés *et al.*, 2011).

En relación al periodo de tiempo en donde se presentó la mayor tasa de respiración (7 días después de la aplicación de los biosólidos) esto puede deberse a que los biosólidos promueven en corto tiempo un efecto positivo en la actividad respiratoria, ya que la incorporación de sustancias lábiles estimula la actividad microbiana del suelo y acelera la tasa de mineralización (Mardomingo *et al.*, 2013).

El contenido de CBM en el suelo con erosión hídrica incrementó después de la aplicación de biosólidos, principalmente en el tratamiento H_{25}, ya que a los 7 días se tuvieron valores altos y significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto a los demás tratamientos (Cuadro 1).

Lo anterior se atribuye a que los biosólidos son fuente importante de MO y C fácilmente biodegradable disponible para los microorganismos presentes en el suelo y para la nueva

biomasa microbiana que se encuentra en crecimiento en el biosólido. (Andrés *et al.*, 2011; Mondal *et al.*, 2015; Bargali *et al.*, 2018).

La incorporación de biosólidos no incrementó significativamente ($p > 0.05$) el contenido de CBM en el suelo con erosión por extracción minera, de manera que el valor más alto se presentó a los 7 y 30 días en M_0, seguido de M_{25} y M_{40}. Este comportamiento se observó hasta los 180 días después de la aplicación de los biosólidos (Cuadro 2). Lo anterior se puede atribuir a que la actividad minera tiene efectos negativos sobre los nutrientes del suelo. Esto se ve reflejado en la disminución del C y de la actividad de los microorganismos, la cual es inhibida a pesar de la aplicación de biosólidos debido a que las poblaciones naturales del suelo intentan permanecer homeostáticas (Ruiz *et al.*, 2018; Guo *et al.*, 2019).

En el suelo con erosión hídrica, el coeficiente metabólico (qCO_2) aumentó en los tratamientos con 25 o 40 t/ha en todos los tiempos, excepto a los 7 días de haberse incorporado el biosólido (Cuadro 1). En el caso del suelo erosionado por extracción minera, qCO_2 aumento en los tratamientos con 25 y 40 t/ha de biosólido en todos los tiempos, a excepción de 360 días después de la aplicación del biosólido (Cuadro 2).

CONCLUSIONES

La adición de 40 t/ha de biosólido incrementa la RB y el qCO_2 en ambos suelos.

Carbono de la biomasa microbiana presenta los valores más altos en el suelo control en el caso de la erosión por extracción minera, mientras que en el suelo con erosión hídrica los valores más altos se alcanzaron en el tratamiento con adición de 25 t/ ha de biosólido.

BIBLIOGRAFÍA

Andrés P., Mateos E., Tarrasón D., Cabrera C. y Figuerola B. (2011). Effects of digested, composted, and thermally dried sewage sludge on soil microbiota and mesofauna. Appl. Soil Ecol. 48 (2), 236-242.

Arif M.S., Riaz M., Shahzad S.M., Yasmeen T., Ashraf M., Siddique M., Mubarik M.S., Bragazza L. y Buttler A. (2018). Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land. Sci. Total Environ. 619-620, 517-527.

Bargali K., Manral V., Padalia K., Bargali S.S. y Upadhyay V.P. (2018). Effect of vegetation type and season on microbial biomass carbon in Central Himalayan forest soils, India. Catena 171, 125-135.

Comino J.R., Senciales J.M., Ramos M.C., Martínez- Casasnovas J.A., Lasanta T., Brevik E.C., Ries J.B. y Ruiz-Sinoga J.D. (2017). Understanding soil erosion processes in Mediterranean sloping vineyards (Montes de Málaga, Spain). Geoderma 296, 47-59.

Doni S., Macci C., Longo V., Souid A., Garcia C. y Masciandaro G. (2017). Innovative system for biochemical monitoring of degraded soils restoration. Catena 152, 173-181.

Guo Z., Han J., Li J., Xu Y. y Wang X. (2019). Effects of long-term fertilization on soil organic carbon mineralization and microbial community structure. PLoS ONE 14 (1), 1-16.

Jiménez J., Ortiz O., Tarrasón D., Ginovart M. y Bonmatí M. (2007). Effect of differently post-treated dewatered sewage sludge on β-glucosidase activity, microbial biomass carbon,

basal respiration and carbohydrates contents of soils from limestone quarries. Biol. Fertil. Soils 44, 393-398.
Kassem A. y Nannipieri P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, EUA, 608 pp.
Mardomingo J.I., Soler-Rovira P., Casermeiro M.A., de la Cruz M.T y Polo A. (2013). Seasonal changes in microbial activity in a semiarid soil after application of a high dose of different organic amendments. Geoderma 206, 40-48.
Mondal S., Singh R., Patra A. y Dwivedi B. (2015). Changes in soil quality in response to short-term application of municipal sewage sludge in a typic haplustept under cowpea-wheat cropping system. Environ. Nanotechnol. Monit. Manag. 4, 37-41.
Papp R., Marinari S., Moscatelli M.C., van der Heijden M.G.A., Wittwer R., Campigliac E., Radicettic E., Mancinellic R., Fradgleyd N., Pearcee B., Bergkvistf G. y Finckhg M.R. (2018). Short-term changes in soil biochemical properties as affected by subsidiary crop cultivation in four European pedo-climatic zones. Soil Till. Res. 180, 126-136.
Pardo T., Clemente R., Alvarenga P. y Bernal M. (2014). Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: II. Biological and ecotoxicological evaluation. Chemosphere 107, 101- 108.
Roig N., Sierra J., Martí E., Nadal M., Schuhmacher M. y Domingo J.L. (2012). Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. Agric. Ecosyst. Environ. 158, 41-48.
Ros M., Hernández M.T. y García C. (2003). Bioremediation of soil degraded by sewage sludge: Effects on soil properties and erosion losses. Waste Manage. 31 (6), 741-747.
Ruiz C., Caro-Moreno D., Jiménez-Cantizano F., Macías F. y Pérez-López R. (2018). Assessing the quality of potentially reclaimed mine soils: Environmental implications for the construction of a nearby water reservoir. Chemosphere 216, 19-30.
Sarapatka B., Cap L. y Bila P. (2018). The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes. Geoderma 314, 20-26.
Siebielec G., Siebielec S. y Lipski D. (2018). Long-term impact of sewage sludge, digestate and mineral fertilizers on plant yield and soil biological activity. J. Clean. Prod. 187, 372-379.
Steinhoff-Knopp B. y Burkhard B. (2018). Soil erosion by water in Northern Germany: Long term monitoring results from Lower Saxony. Catena 165, 299-309.
Turunen V., Sorvari J. y Mikola A. (2018). A decision support tool for selecting the optimal sewage sludge treatment. Chemosphere 193, 521-529.
Urbaniak M., Wyrwicka A., Tołoczko W., Serwecińska L. y Zieliński M. (2017). The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (*Salix* sp.) cultivation. Sci. Total Environ. 586, 66-75.
Vance E.D., Brookes P.C. y Jenkinson D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19, 703-707.

EL PAPEL DEL SECTOR ACADÉMICO EN LA ENASAS

[1]Mario Eduardo Pérez Hernández

[1]Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, Municipio Libre 377 Santa Cruz Atoyac, CP 03310 Ciudad de México.
mario.perez@agricultura.gob.mx

RESUMEN

La Estrategia Nacional de Suelo para la Agricultura Sostenible (ENASAS) es un instrumento articulador ante la necesidad de organizar, coordinar y fortalecer la implementación de acciones dirigidas a conservar y mantener sus funciones elementales del suelo para la agricultura. Bajo esta óptica, la participación del sector académico permitirá integrar distintos enfoques, prácticas, técnicas y conocimientos que coadyuven a la generación de datos confiables y actualizados respecto a las condiciones de los suelos agropecuarios del país, que fortalezca la toma de decisiones. La identificación de acciones participativas mediante una consulta electrónica permitió integrar información sobre el papel del sector académico en el desarrollo de actividades orientadas a atender las necesidades de las agricultoras y agricultores sobre el recurso suelo, así como las problemáticas del suelo y las causas asociada. La participación del sector académico se prevé como un factor central para concretar los objetivos de la ENASAS.

PALABRAS CLAVE: *Manejo sostenible del suelo, sector académico, consulta participativa, ENASAS.*

INTRODUCCIÓN

La frontera entre la ciencia y sector gubernamental es una de las barreras que dificulta el vínculo entre la información técnico/científica y la toma de decisiones, particularmente para la conservación de recursos naturales (Cash *et al*., 2002). Considerando que la salud y calidad de los suelos agropecuarios se encuentra bajo la presión constante de diversos factores, principalmente antropogénicos, se ha hecho patente la necesidad de conservar este recurso mediante su manejo sostenible e identificar, detener y revertir las causas involucradas en los procesos de degradación desde una perspectiva sistémica. La Estrategia Nacional de Suelo para la Agricultura Sostenible (ENASAS), desarrollada en 2021 por la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER) en colaboración con expertos en ciencias del suelo, representa un instrumento articulador que tiene la finalidad de promover la conservación y rehabilitación del suelo y sus múltiples funciones, mediante la generación e integración de conocimientos tradicionales y científicos que propicien innovaciones tecnológicas adaptadas a distintos contextos socioecológicos, entre otras acciones. Además, este instrumento de política impulsa la educación y concientización social sobre la importancia del suelo para la vida, a partir de la intervención de múltiples actores, para contribuir a fortalecer la gobernanza de este recurso y su manejo sostenible (Ortiz *et al*., 2022). Con estos propósitos, la participación de la academia se estableció en diversos ejes estratégicos, líneas

de acción y acciones de la ENASAS, enfatizando su presencia en el eje estratégico 5: "Conocimientos, investigación, innovación, desarrollo y transferencia tecnológica", cuyo propósito es fomentar la investigación científica, el desarrollo tecnológico y la innovación, así como promover acciones para incorporar la experiencia de los agricultores en los trabajos de la investigación, particularmente la realizada a nivel de parcelas-ejidos. Por lo tanto, se prevé un papel central de la academia para el logro de los objetivos de la ENASAS, a partir de su integración en diferentes procesos relacionados con el manejo sostenible del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Con el objeto de conocer las necesidades e intereses de diversos actores respecto a la conservación de los suelos agropecuarios nacionales, así como establecer posibles mecanismos de coordinación para el desarrollo de acciones, se realizó una consulta participativa en línea, mediante una encuesta electrónica estructurada, en donde se incluyeron preguntas clave sobre las problemáticas del suelo identificadas, los factores asociados a éstas, la intención de participación en acciones puntales de la ENASAS y, para el caso del sector académico, los temas de investigación realizados. La primera etapa de la consulta se realizó entre febrero y marzo de 2022 y fue dirigida a actores clave. La estadística descriptiva de los resultados se orientó a determinar las frecuencias y porcentajes de las respuestas obtenidas, con el objeto de determinar las principales problemáticas del suelo identificadas, las causas de asociadas a las problemáticas, las principales acciones con intención de participación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tamaño muestral de la consulta ascendió a 362 participantes, de los que 37% señaló pertenecer al sector académico. Los académicos participantes realizan sus actividades en 58 instituciones, ubicadas en 27 entidades federativas del país. Las cinco principales acciones en la que el sector académico previó su participación en la ENASAS fueron el desarrollo de investigaciones (88%), la aplicación de prácticas de manejo sostenible y restauración de suelos (57%), la promoción de prácticas de manejo sostenible del suelo (53%), el desarrollo de actividades de difusión (51%) y la participación en acciones de educación y concientización (50%). Entre las problemáticas del suelo identificadas por el sector académico, en el ámbito de sus actividades, sobresalió la falta de nutrientes (68%), la erosión (66%), la contaminación (48%), la compactación (41%) y la salinidad (37%). La tendencia sobre la mayor problemática identificada coincide con los datos oficiales, en donde 28% de las unidades de producción reportan como principal problema la pérdida de fertilidad del suelo (INEGI, 2019). Sobre los factores asociados a las problemáticas identificadas, se señaló a la falta de alternativas de manejo sostenible (74%), la falta de asistencia técnica y capacitación (61%), el uso excesivo de fertilizantes (54%), el uso intensivo de plaguicidas (51%) y al cambio climático (47%). Estos resultados enfatizaron que los principales factores relacionados con la degradación del suelo corresponden a la esfera social, dadas las limitaciones en cuanto al acompañamiento técnico, así como a la aplicación de prácticas agronómicas inadecuadas. Dichos factores pueden tener relación con las limitaciones y

discontinuidad de los ejercicios de extensionismo en el país, así como su sesgo productivista, que puede derivar en el uso inadecuado de insumos agrícolas (Chavez, *et al*., 2019).

CONCLUSIONES

Los resultados confirman el interés del sector académico en el desarrollo de acciones colaborativas de la ENASAS, que contribuirán a la generación, actualización e integración de información útil para la toma de decisiones sobre el manejo sostenible de los suelos agropecuarios del país, y la rehabilitación de los suelos degradados. La pertinencia, legitimidad y credibilidad de la información técnica y científica, así como la integración de conocimientos tradicionales, es fundamental para concretar los objetivos y metas de la ENASAS.

Conforme a los resultados, la percepción del sector sobre las principales causas asociados a la degradación de suelos no corresponde a factores biofísicos, sino a dinámicas sociales relacionadas con la falta de acceso a alternativas de manejo y la asistencia técnica. Esto representa un área de oportunidad para integrar las actividades de la investigación científica y la innovación tecnológica en la resolución de problemáticas locales, mediante la aplicación de los resultados de las investigaciones, el aprovechamiento de las fortalezas del sector académico en actividades de educación y la innovación dirigida a necesidades locales.

Es necesario continuar con el fortalecimiento del vínculo academia-gobierno, que permita sustentar la toma de decisiones para lograr la sostenibilidad de la agricultura en el país, con énfasis en la conservación de sus recursos y servicios ecosistémicos de los que depende. Con este fin, se realizará realizar una segunda aproximación con el sector académico, con el objeto de vincular de manera efectiva a la ENASAS con las líneas de investigación y actividades de la academia.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo del Dr. Fabián Fernández Luqueño en la difusión de la consulta entre los miembros de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, así como su participación en el desarrollo de la Estrategia Nacional de Suelo para la Agricultura Sostenible. De igual forma, se agradece a la comunidad académica que colaboró en la consulta participativa de la ENASAS.

BIBLIOGRAFÍA

Cash, D., Clark, W. C., Alcock, F., Dickson, N. M., Eckley, N., & Jäger, J. (2002). Salience, credibility, legitimacy and boundaries: linking research, assessment and decision making. Assessment and Decision Making (November 2002).

Chávez, V. M. S., Macías, A. G. Á., & Cruz, C. A. F. (2019). Problemas del extensionismo rural en México. Revista de Geografía Agrícola, (62), 139-168.

INEGI. (2019). Encuesta Nacional Agropecuaria 2019. México.

Ortiz, G. S., Santillan, V. S., Bunge, V. V., Anglés-Hernández, M., Pérez, M. E., & Prado, B. (2022). Soil governance and sustainable agriculture in Mexico. Soil Security, 7, 100059.

AVANCES EN LA IMPLEMENTACIÓN DEL PROGRAMA LOS DOCTORES DE LOS SUELOS DE LA FAO EN MEXICO

Blanca Prado Pano[1]; Silvia Pioli[2]; Carolina Olivera Sánchez[2]

[1]Instituto de Geología, Programa Universitario de Estudios Interdisciplinarios del Suelos, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. bprado.pueis@cic.unam.mx
[2]Alianza Mundial por el Suelo de la FAO. Roma, Italia.

RESUMEN

Los suelos sanos proporcionan los nutrientes, el agua, el oxígeno y el soporte para crecimiento y desarrollo de las plantas. Mantener suelos sanos requiere de un manejo sostenible del recurso. El Programa los Doctores de los Suelos (PDS) de la AMS de la FAO, tiene el objetivo de capacitar a los agricultores en los principios básicos de la ciencia del suelo y su manejo sostenible, en un esquema de capacitación de agricultor a agricultor. El PUEIS de la UNAM, en su carácter de promotor nacional del PDS, busca impulsar la participación de la academia y de diversos sectores sociales para la puesta en marcha del PDS, que resulte en la preservación de sus funciones esenciales para el desarrollo de la vida en el planeta. Las primeras etapas de la implementación del PDS, ha propiciado un espacio de interacción y diálogo entre distintos actores de la sociedad civil interesados y preocupados por el buen uso y la preservación del suelo. Agricultores, academia y autoridades se han dado cita en diferentes encuentros-talleres para compartir herramientas de diagnóstico de la salud del suelo, valorar sus funciones ecológicas y usos potenciales, y reconocer aspectos fundamentales a considerar en la implementación de planes de manejo que eviten la degradación y promuevan la preservación del recurso, así como de los múltiples beneficios que brindan a la sociedad. Los primeros resultados ratifican factibilidad de la implementación del PDS como acción estratégicos de la ENASAS para lograr la Gobernanza del Suelo, en el eje Educación, Concientización y Participación.

PALABRAS CLAVE: *Academia; agricultores; conocimiento tradicional; extensionismo; manejo sostenible*

INTRODUCCIÓN

El suelo es la base de la agricultura. Los suelos sanos proporcionan los nutrientes, el agua, el oxígeno y el soporte para crecimiento y desarrollo de las plantas. Se trata de un recurso vivo y la reserva genética del 25% de la biodiversidad de nuestro planeta. El suelo conforma la interfaz para la regulación del ciclo global de nutrientes y es fundamental para la regulación del clima. El suelo es un elemento clave en el ciclo hidrológico, el soporte de toda infraestructura humana, fuente de fibras, minerales, materiales de construcción, combustibles fósiles y, archivo del patrimonio geológico y arqueológico de la Tierra. El suelo constituye un bien social, económico, cultural, político y patrimonial (Prado, 2022).

En México, más de la mitad del suelo en el territorio nacional está degradado, esto implica la pérdida total o parcial de las funciones anteriormente descritas. La degradación de los

suelos es un problema a nivel mundial, recuperar y manejar de forma sostenible al suelo, es mandatorio para su preservación. La Alianza Mundial por el Suelo (AMS) de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), tiene como objetivo promover la Gestión Sostenible del Suelo y mejorar la gobernanza del recurso para garantizar suelos saludables y productivos y conservar la provisión de servicio ecosistémicos. Para lograrlo crea, como una de sus estrategias, el Programa Global de los Doctores de los Suelos (PDS). El PDS tiene el objetivo de capacitar a los agricultores en los principios básicos de la ciencia del suelo y gestión sostenible de los suelos, se trata de un programa de capacitación de agricultor a agricultor, cuya perspectiva es la implementación de un sistema autosuficiente que promueva buenas prácticas de gestión sostenible del suelo y optimice los recursos institucionales disponibles en México (FAO, 2020a).

El Programa Universitario de Estudios Interdisciplinarios del Suelo (PUEIS) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), tiene entre sus objetivos, articular tanto entidades como grupos académicos que investigan y atienden las problemáticas de los suelos. La articulación busca establecer colaboraciones inter y transdisciplinarias, para promover el manejo sostenible de este vital recurso y de difundir el conocimiento. La AMS nombra al PUEIS promotor nacional del PDS, y trabajan juntos para la implementación del programa en México (AMS, 2021). El promotor identifica a académicos, técnicos y servidores públicos como posibles formadores de los Doctores de los Suelos, y los convoca a participar en talleres de formación, impartidos por la AMS. De este modo, la AMS forma al promotor, el PUEIS forma a los Doctores de los Suelos, y los Doctores de los Suelos forman a los agricultores.

A través del PDS, el PUEIS se suma a la ENASAS de la SADER, como una de las instituciones académicas y de investigación aliadas de la Secretaría. La implementación del PDS constituye una de las acciones consideradas en el eje estratégico Educación, Concientización y Participación, para lograr la Gobernanza del Suelo (ENASAS, 2021).

MATERIALES Y METODOS

El método de enseñanza del PDS considera la impartición de talleres que están estructurados en módulos donde se desarrollen temas teóricos y prácticos, cada uno de ellos incluye cuatro pósteres, ejercicios de campo, la evaluación del estado del suelo y las recomendaciones para el manejo sostenible del recurso. Los materiales educativos incluyen 27 pósteres con temas teóricos (¿Qué es?) y prácticos (¿Cómo?), en torno al conocimiento, cuidado y manejo sostenible del suelo. Los pósteres apoyan la explicación teórica de los conceptos que respaldan las prácticas sostenibles dl recurso (http://www.fao.org/global-soil-partnership/pillars-action/2-awareness-raising/soil-doctor/en/).

La implementación del PDS en México se lleva a cabo en cuatro etapas.

Etapa 1. Creación del grupo piloto México y certificación de Formadores. Inicio: septiembre 2021.

La AMS nombra al PUEIS Promotor Nacional del PDS. El PUEIS convoca a Servidores Públicos de la SADER y académicos en la Ciencia del Suelo a capacitarse en un taller impartido por la AMS. La AMS de la FAO, certifica a los formadores que acreditaron el taller. El PUEIS crea el Grupo Piloto México.





Etapa 2. Certificación de los Doctores de los Suelos. Inicio: enero 2022.

Dar a conocer el PDS a los agricultores, mediante la realización de reuniones informativas, e identificar a los agricultores con potencial para tomar el taller de formación, y certificarse como Doctores de los Suelos, son los objetivos de la etapa.

Las metas son: informar a por lo menos 600 agricultores sobre el PDS, y certificar como Doctores de los Suelos, a por lo menos, 150 de ellos.

Etapa 3: Capacitación en cascada. Inicio: agosto 2022.

La tercera etapa consiste en acompañar a los Doctores de los Suelos en la capacitación en cascada, de agricultor a agricultor. Se desarrollarán indicadores para evaluar el éxito y las áreas de oportunidad de mejora, del proceso de implementación del PDS en México. Al término del primer año del inicio de los trabajos, se llevará a cabo una reunión de evaluación de los objetivos logrados, y planeación del segundo año del programa.

Etapa 4: Escalamiento del PDS. Inicio: 2023.

La cuarta etapa consiste en la apertura del PDS a nuevos grupos de académicos, productores, servidores públicos y empresas, interesados en formar parte del Programa. Se publicarán dos convocatorias de capacitación, una de ellas para certificarse como formador de Doctores de los Suelos y la segunda dirigida a formadores certificados, para certificarse en el segundo módulo. Ambos talleres serán impartidos por la AMS de la FAO

RESULTADOS

Al día de hoy, se han llevado a cabo las actividades de las Etapas 1 y 2. A continuación se describen los resultados obtenidos en cada una de ellas.

Etapa 1. Creación del grupo piloto y certificación de Formadores de Doctores de los Suelos.

El PUEIS convocó al taller de capacitación impartido por la AMS de la FAO, la asistencia fue de 35 personas, de los cuales 32 fueron certificados como Formadores de Doctores de los Suelos.

Se crea el Grupo Piloto México (GP México), integrado por los formadores certificados, de los cuales 10 son servidores públicos y 32 son académicos en la ciencia del suelo. Las entidades de adscripción de los participantes son la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), el Instituto de Geología, la Facultad de Estudios Superiores de Zaragoza y el Terramóvil de la UNAM, el Instituto Politécnico Nacional, la Dirección General de Educación Tecnológica Agropecuaria y del Mar, la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. En la siguiente liga es posible ver el registro fotográfico de esta etapa

https://www.flickr.com/photos/faooftheun/albums/72177720296280200

La puesta en marcha del PDS con el GP México, incluyó el módulo 1 "Qué es el suelo, que incluye los temas: ¿Qué es el Suelo?, ¿Cómo manejar el suelo?, ¿Cómo mejorar el contenido de MO? y ¿Qué es el pH del suelo?, cada uno se aborda con sesiones teóricas y prácticas, utilizando los pósteres y un kit básico de campo. El próximo módulo abordará temas de problemáticas específicos identificadas en esta primera etapa.

Etapa 2. Certificación de los Doctores de los Suelos.

En la segunda etapa se crea un equipo de trabajo (Equipo Núcleo) integrado por 12 formadores certificados, representantes de los diferentes grupos de trabajo/universidades.

Las responsabilidades del Equipo Núcleo incluyen la preparación de solicitudes para la búsqueda de fondos, la coordinación de las actividades de sus respectivos grupos, y la elaboración de los materiales para la implementación del PDS: manuales de prácticas de campo, formatos de registro, guías de trabajo.

Se han llevado a cabo 17 reuniones informativas con lo cual, se ha informado a 275 agricultores sobre el PDS. Se han impartido tres talleres de capacitación, con lo cual se han certificado 63 agricultores como Doctores de los Suelos y se han otorgado constancias de Promotor Local a 24 técnicos. En la certificación, los Doctores de los Suelos reciben el material necesario para capacitar a otros agricultores: pósteres, una bitácora y el manual de prácticas. Los estados de la república mexicana donde se está implementando el programa son Michoacán, Estado de México, Ciudad de México, Puebla, Tlaxcala y Guerrero.

La experiencia en la implementación del PDS en cada región ha sido diferente, como diferentes son las prácticas agrícolas y las problemáticas en cada una de ellas. La coincidencia es lo gratificante de la experiencia. A continuación, se presentan algunos testimonios de formadores certificados que han impartido el taller y certificado agricultores como Doctores de los Suelos.

El programa los Doctores de los suelos, ha despertado el interés de los productores para sumarse a una iniciativa Internacional, promovida por Instituciones Nacionales, en el estado de Puebla, se han involucrado 30 campesinos, de los cuales 20 son mujeres y 10 son hombres de los municipios de Calpan, Tecali de Herrera y Molcaxac. Son campesinos líderes en sus comunidades, con la intención de innovar propuestas de manejo sostenible que provengan desde los grupos de científicos expertos en las ciencias del suelo. En los talleres que se han impartido temas que involucran la importancia de los suelos en los socioecosistemas, pero también los problemas de degradación que se pueden generar desde lo local hasta lo global; se han implementado prácticas sencillas de estimación cualitativa de pH, materia orgánica, textura, adhesividad y estabilidad de los agregados, y se les ha instruido en la interpretación de las mismas, para que con base en sus observaciones puedan seleccionar la forma de manejo del suelo que les lleve a conservarlo y mantener su productividad. Con grandes expectativas y espíritu crítico, nos han permitido informar en un lenguaje sencillo los beneficios de diagnosticar síntomas de degradación en sus suelos. El programa empieza a ser replicado y a despertar el interés de más productores para certificarse como Doctores de los suelos, por lo que es nuestra responsabilidad se impulsando y transmitiendo nuestros conocimientos en beneficio de lograr soberanías alimentarias. Dra. Rosalía Castelán, Formadora Certificada.

El taller de formación de Doctores de los Suelos se realizó entre agricultores de la zona sur de la Cd de México con representantes de las comunidades de Xochimilco, Tláhuac, Milpa Alta y Topilejo, además técnicos de la CORENADR y la CESAVE. La diversidad de situaciones en cuanto a los tipos de suelo, uso y manejo fue un reto que se convirtió en una gran oportunidad para abordar y compartir experiencias sobre las diferentes problemáticas. Los talleres se concentraron en reconocer al suelo como un compartimento con diferentes características que obedecen a las propiedades de cada sitio. Los indicadores de salud del suelo se manejaron como los parámetros que los médicos deben considerar para poder establecer que tan sano está el suelo. Se habló sobre los servicios que los suelos de brindar,





más allá de capacidad de producirá alimentos. Aplaudo la colaboración que se dio entre diferentes actores sociales, no solo de las diferentes localidades sino también de instituciones como la SADER y la CESAVE, quienes tomaron protagonismo al promover la convocatoria entre los agricultores de las diferentes comunidades, facilitando la logística para el desarrollo de los talleres y el uso de las instalaciones y vehículos para el traslado de los participantes (80 personas aproximadamente). Dra. Lucy Mora Palomino, Formadora Certificada.

CONCLUSIONES

La puesta en marcha del PDS en México ha iniciado y avanza con pasos firmes gracias a la voluntad colectiva de académicos, agricultores, agencias internacionales y la sociedad civil. Si bien queda aún mucho por hacer y discutir, este primer esfuerzo ha resultado en la puesta en común de necesidades, prioridades e intereses. Algunos de los logros a resaltar han sido: reconocer la importancia de los suelos no solo como provisores de alimento y materias primas, sino también como medios para garantizar la recarga de los acuíferos, como amortiguadores de contaminantes y reguladores del clima, entre otras; también ha permitido identificar y establecer líneas de investigación y atención desde la academia que permitan orientar sus trabajos a las necesidades de productores y usuarios del suelo; finalmente ha permitido reconocer el papel que deben desempeñar las autoridades, como administradoras de los bienes públicos, en la puesta en marcha de estrategias que permitan a los usuarios realizar un mejor manejo del recurso. Una siguiente etapa implicará la puesta en práctica de planes de manejo que involucren a todos los interesados y que resulten en la asignación de responsabilidades y compromisos comunes.

El acompañamiento y participación de la SADER en el Grupo Piloto México, constituye el respaldo institucional más importante para la evaluación del impacto y escalamiento del proyecto, al considerar al PDS como una de las estrategias de la ENASAS.

REFERENCIAS

Alianza Mundial por el Suelo. 2021. Positioning the Soil Doctors Programme as a mechanism that matters. https://www.fao.org/global-soil-partnership/pillars-action/2-awareness-raising/soil-doctor/en/

ENASAS, 2021. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/685343/ENASAS_Diciembre_2021.pdf

FAO. 2020a. Manual for the implementation of the Global Soil Doctors Programme at the country level - A farmer-to-farmer training programme. Rome

FAO. 2020b. Soil testing methods – Global Soil Doctors Programme - A farmer-to-farmer training programme. Rome. https://doi.org/10.4060/ca2796en

FAO. 2021. Soil health for paddy rice: a manual for farmer field school facilitators. Rome. https://doi. org/10.4060/ca8167en

Prado, B. (2022). *El Suelo en la UNAM: Una mirada a la atención del suelo desde la Universidad Nacional.* Ciudad de México, México: PUEIS, UNAM.

EVALUACIÓN DEL *Agave salmiana* COMO ESTRATEGIA PARA LA CAPTURA DE CARBONO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS EN EL ESTADO DE GUANAJUATO.

Janeily Quezada Cortés[1]; Alfonso Martínez Martínez[2]; Alma Valdez Alcántara[2]; López Galindo Francisco[1]; Ana María Muñoz Flores[1]; Fernando Ayala-Niño[1]

[1]Laboratorio de edafología Aplicada y Servicios Ambientales. Facultad de Estudios Superiores Iztacala UNAM. Av. de los Barrios No. 1. Los Reyes Iztacala. Tlalnepantla de Baz, México.
[2]PRONATURA México A.C. Av. de los pinos 22 Aspérgulas, Col. San Clemente, 01740 Ciudad de México, México.
e-mail: fernando.ayala@comunidad.unam.mx

RESUMEN

Los suelos son considerados como sumideros de carbono por el papel que cumplen en la captura de este elemento, sin embargo, los estudios enfocados en las zonas áridas en cuanto a su capacidad de captura de C a pequeña escala son aún escasos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de *Agave salmiana* sobre la captura de carbono en suelos reforestados del estado de Guanajuato. Los resultados obtenidos de los análisis fisicoquímicos indican que los suelos presentan baja retención de nutrientes, así como un pH ácido (entre 5.4 y 6.1), valores de densidad aparente altos (0.99 – 1.07 g/cm^3), sin embargo, el porcentaje de materia orgánica encontrado es moderadamente alto (3.30 – 3.49 %). Al comparar los suelos no se encontraron diferencias significativas. Consideramos que la diferencia en el contenido de carbono orgánico entre sitios puede ser atribuida a la cobertura vegetal, al historial de manejo que la zona recibió por parte de los ejidatarios, así como por las características climáticas adversas. Concluimos que las características del ANP Estatal Peña Alta, han sido benéficas en cuanto a las acciones de restauración y manejo que se han implementado, sin embargo, el predio denominado Puerto Blanco presenta una restauración del suelo más lenta a pesar de ser el sitio con mayor tiempo de haber sido reforestado. Adicionalmente, no se cuenta con evidencia suficiente para asegurar que *A. salmiana* deba ser considerado como un buen ejemplar en la restauración y conservación de suelos áridos, además se reitera la importancia del monitoreo permanente de las condiciones edáficas después de la reforestación.

PALABRAS CLAVE: *Captura de carbono; Desertificación; Reforestación de suelos; Suelos áridos; Agave salmiana.*

INTRODUCCIÓN

Los suelos son considerados como importantes sumideros de carbono (C) y son el almacén más importante en los ecosistemas terrestres almacenando hasta 2.3 gigatoneladas de C al año (FAO, 2007). La capacidad de almacenamiento depende del clima, la composición de la vegetación, la actividad microbiana y su nivel de degradación (Montaño *et al*, 2016). En México los suelos de zonas áridas representan ~50% de territorio nacional y se distinguen





por poseer una gran diversidad vegetal y un alto porcentaje de endemismos, sin embargo, estos no han sido suficientemente evaluados en cuanto a su capacidad de captura de carbono a pequeña escala (González, 2012; Montaño y Monroy, 2000). Adicionalmente, los procesos de desertificación y cambio climático proyectan grandes pérdidas a nivel ecológico, biológico y social, por lo que es necesaria la implementación de proyectos enfocados a la restauración de suelos, principalmente a través de acciones de reforestación. Aunque en las zonas áridas y semiáridas de México la elección de especies con potencial para ser utilizadas en acciones de reforestación puede representar un reto, las agavaceas presentan cualidades fisiológicas importantes como la eficiencia en el uso de agua, la captación de humedad atmosférica y pluvial, retención del suelo en terrenos con pendiente pronunciada, alta producción de biomasa y una mayor eficiencia en la captación de CO_2 (Mandujano, 2013). En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de *Agave salmiana* sobre la captura de carbono en suelos reforestados del estado de Guanajuato.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las acciones de reforestación se llevaron a cabo en el Área Natural Protegida (ANP) Peña Alta, ubicada a 10 km al poniente de la cabecera municipal de San Diego de la Unión en el estado de Guanajuato (21.47423701 N, -100.981499 O y 21.463043 N, -100.96249871 O), la cual fue decretada y delimitada de forma voluntaria por los ejidatarios. Las mencionadas actividades de reforestación se han llevado a cabo en diferentes etapas; recientemente la asociación civil PRONATURA MÉXICO A.C. en colaboración y apoyo con la comunidad fueron los encargados de la plantación de más de 30 mil ejemplares de *A. Salmiana.* Se realizaron dos muestreos (uno por cada polígono), debido a la poca profundidad del suelo, obteniendo 10 muestras de suelo de 10 cm de profundidad lo más cercano posible a las agaváceas; posteriormente se realizaron pruebas físicas y químicas utilizando la metodología sugerida por Muñoz *et al*, (2018). El color del suelo se determinó a partir de la comparación con las tablas de Munsell (1930); la textura a partir del método del hidrómetro; la densidad aparente se determinó por el método volumétrico y la densidad real por el método del picnómetro; para el contenido de materia orgánica se utilizó el método de Walkley y Black (1947); la capacidad de intercambio catiónico se determinó por el método volumétrico del versenato. Para determinar la cantidad de COS se utilizó la siguiente ecuación de acuerdo con Batjes (1996).

$$SOC_d = \sum_{i=1}^{n} SOC_i = \sum_{i=1}^{n} \rho_i \times P_i \times D_i \times (1 - S_i) \quad \text{(Ecuación 1)}$$

Donde n es el número de horizontes o capas; SOC_d es la cantidad total de C orgánico almacenado en el suelo; SOC_i indica el contenido de C orgánico del suelo por unidad de superficie (Mg m^{-2}) en la capa i; ρ_i es la densidad aparente (Mg m^{-3}); P_i es la proporción estimada de C orgánico (g SOC-C g suelo^{-1}) en la capa i; D_i es el espesor de la capa (en m); S_i es el volumen de la fracción o fragmentos mayores a 2 mm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se encuentran los valores obtenidos del análisis fisicoquímico de las muestras de suelo de Puerto Blanco (PB) y la Mesa del Talayote (MT), destacando que los valores más altos para MO y CICT se encontraron en el sitio MT que fue recientemente reforestado, resultado contrario al esperado. En ambos casos tenemos suelos leptosoles esqueléticos característicos por presentar poca profundidad (con más del 40% de partículas gruesas (gravas, guijarros o piedras), coloración oscura en suelos secos y tonalidades negras en suelos húmedos, debido en mayor parte por la roca madre de origen volcánico. El pH en ambos casos es ácido, aunque en Puerto Blanco el valor es ligeramente más ácido clasificándose como fuertemente ácido lo que dificulta la retención de algunos nutrientes. En cuanto a la materia orgánica, ambos se encuentran en una categoría moderadamente abundante. En el caso del intercambio catiónico la Mesa del Talayote está en una categoría media, mientras que Puerto Blanco es un suelo pobre, indicando que su capacidad de retener nutrientes es poca.

	Puerto Blanco (PB)	Mesa del Talayote (MT)
Color seco	10 YR 5/2 Marrón grisáceo	10 YR 3/1 Gris muy oscuro
Color húmedo	10 YR 2/2 Marrón muy oscuro	7.5 YR 2.5/1 Pardo muy oscuro
Densidad Aparente (g/cm^3)	1.07±0.10	0.99±0.06
pH	5.4	6.1
Materia Orgánica	3.30±1.004	3.49±0.284
Carbono Orgánico (g/kg^{-1})	2.01±0.448	2.01±0.295
Carbono Orgánico (Mg/ha^{-1})	33.41±7.42	109.01±15.97
C.IC.	15.05	20.87
Textura	Franco arenosa	Franco
Arena%	54.5	55.3
Limo%	28.6	22.5
Arcilla%	16.9	22.2

Con respecto a los valores de carbono orgánico del suelo, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios respecto a sus valores individuales, sin embargo, si se encontraron diferencias significativas con respecto a los contenidos de carbono una vez aplicada la ecuación 1. Se esperaba que el suelo en el predio de PB tuviera valores más altos de MO y CIC en comparación con el predio de MT debido a que la reforestación tuvo lugar hace 10 años, esto podría deberse a la menor cobertura vegetal encontrada en dicho predio, pues según Huamán-Carrión *et al.* (2021) la presencia de cobertura vegetal aísla al suelo de factores climáticos y de incidencia directa de luz solar, haciendo que la materia orgánica se descomponga lentamente y por ende, permitiendo una mayor acumulación de CO. La escasa cobertura vegetal podría estar atribuida a la calidad del suelo y a factores climáticos,

pues el área en Peña Alta presenta condiciones consideradas como adversas con una precipitación anual baja (500 mm), altas temperaturas (28ºC) y características fisicoquímicas del suelo que indican baja capacidad de retención de humedad; estos valores señalan que se trata de un ambiente sumamente estresante, haciendo que el suelo sea más vulnerable a la perturbación especialmente por la remoción de la cobertura vegetal, lo que genera que la restauración del suelo sea más lenta en comparación a ambientes considerados más favorables (Leirana-Alcocer y Bautista-Zúñiga, 2014). Por otra parte, los agaves son plantas con metabolismo CAM que les permite almacenar CO_2 a pesar de las condiciones adversas en el ambiente, llegando a producir entre 30 y 50 toneladas de biomasa por ha anualmente (Kant, 2010) aunque el periodo de retorno de este C almacenado al suelo es bastante largo puesto que el ciclo de vida de *A. salmiana* va de los 8 a los 12 años (Reynoso-Santos *et al*, 2012), indicando que el aporte de hojarasca al suelo es bastante lento, este aspecto y la escasez de cobertura vegetal explicarían por qué en el predio de PB los valores resultaron más bajos en comparación con MT, además de que suponemos que PB presentaba una degradación más severa que MT al inicio de las labores de reforestación, por lo que hoy vemos su recuperación de una forma muy lenta. Estas aseveraciones no son suficiente evidencia para indicar que *Agave salmiana* influye de manera negativa en la conservación del suelo, ya que la plantación de una sola especie no garantiza su recuperación haciendo necesaria la contribución de diferentes especies para lograr mejorar las funciones ecosistémicas provenientes de la vegetación (Leirana-Alcocer y Bautista-Zúñiga, 2014).

CONCLUSIONES

El presente trabajo es considerado como un estudio de línea base para el monitoreo de calidad del suelo en Peña Alta en la localidad de San Diego de la Unión en el estado de Guanajuato. Los bajos valores de carbono orgánico encontrados en el predio conocido como Puerto Blanco (reforestado hace 10 años), en comparación a los encontrados en el predio Mesa del Talayote (reforestado recientemente) se deben a la escasez en la cobertura vegetal y de la selección de especies que aportan baja cantidad de materia orgánica como es el caso del *Agave salmiana*. El presente estudio representó una oportunidad de colaboración interinstitucional entre el Laboratorio de Edafología Aplicada y Servicios Ambientales y la Sociedad Civil PRONATURA MÉXICO A.C. y el Ejido San Juan. Ya que la decisión de reforestación con *Agave salmiana* fue exclusiva de la comunidad como oportunidad para realizar prácticas de conservación en los sitios previamente definidos. Se recomienda el establecimiento de monitoreos periódico con la finalidad de evaluar el almacenamiento de C en los suelos de los sitios reforestados. Finalmente, no se cuentan con evidencias suficientes para considerar a *A. salmiana* como una especie propicia para la restauración de suelos debido al su bajo aporte de materia orgánica, aunado a la lentitud de su crecimiento.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a PRONATURA MÉXIO A.C. y a la Comunidad de San Diego de la Unión, en especial a las Señoras Guadalupe Rocha, Comisariada Ejidal y Jesús Hernández Guerrero del Consejo de Vigilancia por la oportunidad de permitirnos realizar los análisis

de suelo dentro de sus predios voluntariamente destinados a la conservación, así como amabilidad, apoyo y disposición para colaborar en la realización del presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Ayala, F. (2018). Flujos y almacenes de carbono edáfico en un ecosistema árido del noroeste de México: un enfoque multiescalar. Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2007). Secuestro de carbono en tierras áridas. Informe sobre recursos mundiales de suelos 102. Roma, Italia.

González, F. (2012). Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación. INE-SEMARNAT.

Huaman-Carrión, M., Espinoza-Montes, F., Barrial-Lujan, A. y Ponce-Atencio, Y. (2021). Influencia de la altitud y características del suelo en la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico de pastos naturales altoandinos. Scientia Agropecuaria vol. 12 no. 1

Leirana-Alcocer, J. y Bautista-Zúñiga, F. (2014). Patrones de asociación entre la cobertura vegetal y la calidad del suelo en el matorral costero de la reserva Ría Lagartos, Yucatán. CienciaUAT vol. 8 no. 2 Ciudad Victoria.

Kant, P. (2010). Could Agave be the Species of Choice for Climate change Mitigation? IGREC Working Paper IGREC-11: 2010, Institute of Green Economy, New Delhi.

Mandujano, A. (2013). Viabilidad del Agave como alternativa para controlar la desertificación de la microcuenca Lago de Guadalupe, Gto. Universidad Autónoma de Querétaro. Santiago de Querétaro.

Montaño, N. y Monroy, A. (2000). Conservación ecológica de suelos en zonas áridas y semiáridas en México. Ciencia y Desarrollo 26:154

Montaño, N., Ayala, F., Bullock, S., Briones, O., García, F., García, R., Maya, Y., Perroni, Y., Siebe, C., Tapia, Y., Troyo, E. y Yépez, E. (2016). Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: sínesis y perspectivas. Revista Terra Latinoamérica. 34:1

Muñoz, D., Soler, A., López, F. y Hernández, M. (2018). Edafología: Manual de métodos de análisis de suelos. Carrera de Biología. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Reynoso-Santos, R., García-Mendoza, A., López-Báez, W., López-Luna, A., Cadena-Iñiguez, P., Pérez-Farrera, M. y Domínguez-Gutierrez, M. (2012). Identificación taxonómica de agaves (*Agave* spp.) utilizados para la elaboración de licor comiteco en Chiapas, México. Agroproductividad vol. 5 (4): 9 - 17.

EFECTO EN LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EN SUELOS FORESTALES INCENDIADOS

Felipe de Jesús Ochoa Valdez[1]; María Inés Yáñez Díaz[1]; Israel Cantú Silva1; Nelson Manzanares Miranda[2]; Rodolfo Alejandro Martínez Soto[1]

[1]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Km 145 CP 67700, Linares, Nuevo León, México.
[2]Centro de Investigación y Producción Agropecuaria, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional Km 145 CP 67700, Linares, Nuevo León, México.
felipe.ochoavaldez01@gmail.com

RESÚMEN

Los incendios forestales son uno de los problemas más significativos de los ecosistemas forestales, siendo el impacto en el suelo lo que conlleva a una degradación de sus propiedades. El objetivo de esta investigación fue caracterizar las propiedades físicas de textura y densidad aparente (DA) y químicas de pH, conductividad eléctrica (CE) y materia orgánica (MO) en suelos afectados por un incendio forestal. Se seleccionaron 4 sitios afectados por un incendio ocurrido en 2021 y dos sitios sin afectación, a dos profundidades (0-5 y 5-15 cm) en un bosque de pino-encino. Se encontraron diferencias significativas entre suelos incendiados y no incendiados para la CE, MO, arena, limo, arcilla y DA. El factor profundidad y la interacción de incendio por profundidad, no mostraron diferencias para ninguna de las propiedades evaluadas. Los valores de MO aumentaron en los suelos incendiados de 2.2% a 7.8% (0-5 cm) y de 2.1% a 5% (5-15 cm). La DA en la primera profundidad en suelos incendiados disminuyo de 1.25 g cm^{-3} a 0.99 g cm^{-3}, mientas que en la segunda profundidad disminuyó de 1.25 g cm^{-3} a 1.07 g cm^{-3} g cm^{-3}. Los suelos no incendiados presentan una clasificación textural de franco arenoso modificándose a franco en suelos incendiados, debido a un aumento en los contenidos de arcilla y limo, efecto del incendio. Estos resultados nos indican que existe un efecto en las propiedades fisicoquímicas del suelo después de la ocurrencia de un incendio forestal.

PALABRAS CLAVE: *densidad aparente, efecto, incendio forestal, materia orgánica, textura*

INTRODUCCIÓN

El suelo tiene una importancia fundamental en el sistema terrestre debido a las transformaciones de energía y materia y a los múltiples servicios ecosistémicos (Bodi et al., 2012). Conocer las propiedades físicas del suelo es clave para conocer el uso que se le puede dar a un suelo, por su parte, las propiedades químicas describen el comportamiento de los componentes que lo integran y las propiedades biológicas condicionan la presencia de materia orgánica y de la microfauna (FAO, 2009 citado en Torres y Rojas, 2018). Ramírez (1997), menciona que para que exista un medio óptimo para el crecimiento de las plantas debe darse una interacción dinámica entre estas tres propiedades del suelo.

Los ecosistemas forestales se ven amenazados por diversos factores, entre ellos el fuego, que si bien, tienen un impacto positivo al ayudar a mantener la biodiversidad, si se utiliza de forma irresponsable puede traer consecuencias devastadoras para el medio ambiente, la salud y la seguridad pública (CONAFOR, 2010). El impacto que tienen los incendios forestales depende de su intensidad, recurrencia y duración. Los efectos pueden ser directos (pérdida de fauna, vegetación y degradación del suelo) o indirectos (erosión del suelo y la contaminación del agua). Los principales impactos de los incendios forestales en el suelo se presentan en sus propiedades y productividad, pero los efectos van a depender de la topografía, la intensidad de erosión, la tasa de regeneración, recurrencia, intensidad y duración del fuego (González, 2017).

Con base en lo anterior, esta investigación pretende evaluar las propiedades físicas y químicas del suelo en un bosque de pino-encino afectado por un incendio forestal.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra localizada en el Campus Ecológico Iturbide, denominado "Bosque Escuela" de la Universidad Autónoma de Nuevo León, en el municipio de Iturbide, Nuevo León, México. El campus ecológico se encuentra en las coordenadas 24° 42,37' N y 99° 51,69' O y en una altitud de 1,608 msnm. La temperatura promedio anual es de 14 °C y una precipitación media anual de 635 mm, la vegetación que predomina en el lugar es el bosque mixto de pino-encino y los suelos predominantes son Castañozem y Leptosol (Domínguez, 2009).

En el área de estudio se seleccionaron 4 parcelas de 100 m^2 en áreas incendiadas y 2 en áreas no incendiadas, de donde se obtuvieron muestras compuestas de cinco submuestras, a las profundidades de 0-5 cm y 5-15 cm para los análisis de las propiedades edáficas. Se utilizaron las metodologías de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) y del manual de laboratorio de suelo de Woerner (1989). Para determinar textura se utilizó el método AS-09 del hidrómetro de Bouyoucos, pH a través del método AS-23 en relación 1:2 con $CaCl_2$. El contenido de materia orgánica (MO) fue por medio de combustión húmeda del método Walkley y Black (modificado), la conductividad eléctrica (CE) mediante suspensión rápida suelo-agua relación 1:5 y la densidad aparente (DA) mediante el método del cilindro.

Los resultados de las propiedades fisicoquímicas cumplieron con los supuestos de normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilk y la homocedasticidad con la prueba de Levene. Los datos se sometieron a un análisis de varianza para evaluar el efecto en las propiedades analizadas en suelos incendiados y no incendiados (FA), profundidad (FB) y su interacción (FA*FB) a través del Paquete Estadístico para las Ciencias Sociales (SPSS) versión 25.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades fisicoquímicas analizadas en los suelos incendiados y no incendiados (FA) presentaron diferencias altamente significativas para textura, densidad aparente, conductividad eléctrica y materia orgánica, a diferencia del pH. Para el factor profundidad

(FB) y la interacción factor tratamiento por profundidad (FA*FB), no mostraron diferencias significativas (Cuadro 1), reflejando que el incendio fue general para ambas profundidades.

Los cuadros 2 y 3, muestran los valores estadísticos de las propiedades analizadas para las profundidades 0-5 y 5-15 cm, respectivamente. Los valores medios de DA en suelos incendiados correspondieron a 0.99 g cm^{-3} para la profundidad 0-5 cm y 1.07 g cm^{-3} en la profundidad 5-15 cm. Mientras que en suelos no incendiados fue de 1. 25 g cm^{-3} para ambas profundidades.

Los valores medios de la textura en las áreas incendiadas corresponden a 36.44% arena, 24.32% arcilla y 39.2% limo, lo que representa una textura franca. Mientras que en no incendiadas correspondió a franco arenosa, debido a que se registraron valores de arena, arcilla y limo de 64.8%, 12.2% y 23%, respectivamente. De Celis et al. (2013), mencionan que los incendios de alta intensidad incrementan porcentualmente el tamaño de limo y arena, en nuestro caso, disminuyo hasta un 30% el contenido de arenas para ambas profundidades en suelos incendiados y hubo un aumento en las partículas de arcillas y limos. Al igual que Úbeda (2001), la fracción porcentual de arena disminuyó en los suelos incendiados y la fracción de limo presentó un aumento, además también reportó un aumento en la cantidad de arcillas en las zonas menos intensamente quemadas.

El pH para la primera profundidad fue de 7.5 y 7.7 en suelos incendiados y no incendiados, respectivamente, no encontrando un cambio notorio en los valores de pH en suelos incendiados. Mataix (1999), indica que, en cualquier incendio, la acidez del suelo se ve reducida debido al aporte de cationes. La conductividad eléctrica presentó escasa salinidad en un rango de 78 µS cm^{-1} a 307 µS cm^{-1} para la profundidad 0-5 cm, mientras que en la segunda profundidad oscilaron de 75.4 µS cm^{-1} a 196.80 µS cm^{-1}. Se observa un aumento en los suelos incendiados, tal y como lo indican Mataix y Guerrero (2007), sobre el aumento de la conductividad eléctrica en suelos incendiados debido a incorporación y solubilización de las cenizas.

Para el contenido de materia orgánica en los suelos incendiados se obtuvo un valor mínimo y máximo de 5.43 % y 9.94 %, respectivamente para la primera profundidad (0-5 cm) y un valor mínimo de 3.14% y máximo de 6.31 % para la segunda profundidad (5-15 cm). En cambio, el valor mínimo y máximo en los suelos no incendiados para la primera profundidad fue de 1.88% y 2.50 % respectivamente y de 1.56 % y 2.63 % para la segunda.

Cuadro 1. Análisis de varianza para las propiedades fisicoquímicas por factor de suelos incendiados, no incendiados y profundidad.

Variables	Unidades	FA (1,6)	FB (1,6)	FA * FB (1,6)
pH	-	1.898 ^{NS}	0.002 ^{NS}	0.291 ^{NS}
CE	µS cm^{-1}	20.957**	2.147^{NS}	2.384^{NS}
MO	%	15.885**	1.805^{NS}	1.578^{NS}
Arena	%	29.613**	0.080^{NS}	0.000^{NS}
Arcilla	%	39.444**	1.436^{NS}	0.039^{NS}
Limo	%	11.790*	0.283^{NS}	0.034^{NS}
DA	g cm^{-3}	10.233*	0.351^{NS}	0.411^{NS}

FA = factor incendio, FB = factor profundidad, FA*FB = interacción incendio y profundidad. * = diferencias significativas (p≤0.05), ** diferencias altamente significativas (p≤0.01), NS = No hay diferencias significativas (p>0.05).

Cuadro 2. Estadística de las propiedades fisicoquímicas en suelos incendiados y no incendiados para las profundidades 0 - 5 cm.

Variable	Unidades	Tratamiento	Media	Dstd.	V. min.	V. máx.
pH	-	Incendiado	7.45	0.24	7.25	7.72
		No incendiado	7.71	0.13	7.61	7.80
CE	µS cm^{-1}	Incendiado	248.33	53.27	203.00	307.00
		No incendiado	85.65	10.54	78.20	93.10
MO	%	Incendiado	7.83	2.27	5.43	9.94
		No incendiado	2.19	0.44	1.88	2.50
Arena	%	Incendiado	32.29	6.39	25.32	37.88
		No incendiado	65.70	11.06	57.88	73.52
Arcilla	%	Incendiado	29.89	1.90	27.96	31.76
		No incendiado	10.58	7.33	5.40	15.76
Limo	%	Incendiado	37.81	7.20	30.36	44.72
		No incendiado	23.72	3.73	21.08	26.36
DA	g cm^{-3}	Incendiado	0.99	0.14	0.86	1.13
		No incendiado	1.25	0.09	1.19	1.31

Cuadro 3. Estadística de las propiedades fisicoquímicas en suelos incendiados y no incendiados para las profundidades 5 - 15 cm.

Variable	Unidades	Tratamiento	Media	Dstd	V. min	V. máx
pH	-	Incendiado	7.53	0.200	7.36	7.75
		No incendiado	7.64	0.184	7.51	7.77
CE	µS cm^{-1}	Incendiado	168.37	45.155	116.30	196.80
		No incendiado	87.75	17.466	75.40	100.10
MO	%	Incendiado	5.03	1.672	3.14	6.31
		No incendiado	2.10	0.760	1.56	2.63
Arena	%	Incendiado	30.65	8.237	24.04	39.88
		No incendiado	63.88	14.142	53.88	73.88
Arcilla	%	Incendiado	34.32	5.110	29.40	39.60
		No incendiado	13.76	5.657	9.76	17.76
Limo	%	Incendiado	35.03	3.819	30.72	38.00
		No incendiado	22.36	8.485	16.36	28.36
DA	g cm^{-3}	Incendiado	1.07	0.104	0.96	1.15
		No incendiado	1.25	0.047	1.22	1.28

CONCLUSIÓNES

Los resultados obtenidos en esta investigación indican que el incendio forestal suscitado en el verano del 2021 modificó las propiedades fisicoquímicas del suelo. Se registró un incremento en los valores de CE, MO, arena, arcilla, limo y DA en los suelos incendiados, por su parte el pH no presentó diferencias significativas y el porcentaje de arenas se redujo drásticamente. En el perfil estudiado la profundidad no fue un factor limitante en el impacto del incendio. No cabe duda que los incendios forestales pueden llegar a alterar negativamente los diferentes componentes de los ecosistemas y aunque el efecto más notorio se observe en la vegetación, el recurso suelo también se ve afectado por estos siniestros.

BIBLIOGRAFÍA

Bodi M.B., Cerda A., Mataix J. y Doerr S.H. 2012. Repelencia al agua en suelos forestales afectados por incendios y en suelos agrícolas bajo distintos manejos y abandonos. Cuadernos de Investigación Geográfica. 38(2): 53-74.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010. Incendios forestales. Guía práctica para comunicadores. Zapopan, Jalisco, México.

De Celis R., Jordán A. y Zavala L.M. 2013. Efectos del fuego en las propiedades biologías, físicas y químicas del suelo. Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos. 145 pp.

Domínguez Gómez, T.G. 2009. Deposición de hojarasca y retorno potencial de nutrimentos en diferentes comunidades de vegetación. Tesis de Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. 132 pp.

González, P. 2017. Impacto de los incendios forestales en suelo, agua, vegetación y fauna. In *BIBLIOTECA DEL CONGRESO NACIONAL DE CHILE | SUP* (Vol. 11507).

Mataix-Solera, J., & Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*, 5-40.

Mataix-Solera, J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales: contribución a su conservación y regeneración. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.

Ramírez, R. 1997. Propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. Boletín informativo. *Santafé de Bogotá, Colombia*.

SEMARNAT. 2002. NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México.

SEMARNAT. 2012. Capítulo 3. Informe de la situación del medio ambiente en México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_2008_ing/pdf/cap_3_suelos.pdf.

Torres, F. & A. Rojas. 2018. El suelo agrícola en México: retrospección y prospectiva para la seguridad alimentaria. Realidad, datos y espacio. Revista Internacional de Estadística y Geografía, 9(3).

Úbeda, X. 2001. Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Revista de la sociedad española de la ciencia del suelo*, *8*, 41-49.

BIODIVERSIDAD DE HORMIGAS Y SU RELACIÓN CON LOS SUELOS DE MAYOR DISTRIBUCIÓN EN MÉXICO

Abel Ibáñez Huerta[1]; Gabriela Castaño Meneses[1]

[1]Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad e Ciencias, UNAM.
Boulevard Juriquilla 3000. Juriquilla. CP 76230. Querétaro. Querétaro. México
abel.ibanez@ciencia.unam.mx

RESUMEN

Las hormigas presentan una gran riqueza y amplia distribución en los suelos de México. Utilizando bases de datos de acceso libre se realizó un estudio para identificar los parámetros edáficos y ambientales que favorecen la distribución y diversidad de las hormigas en el país. De acuerdo a investigaciones similares se determinó que las variables altitud, pH, el CO, arcilla y CIC son determinantes en el establecimiento de las hormigas, además de constante que hay una alta relación con ensamblajes particulares de hormigas en los distintos grupos de suelos. La información obtenida permite contar con herramientas para un mejor aprovechamiento y manejo de la diversidad de suelos y de fauna edáfica, así como, identificar áreas que requieren mayor atención para su estudio.

PALABRAS CLAVE: *Biodiversidad el suelo; Edafofauna; Formicidae, SIG, Bases de datos.*

INTRODUCCIÓN

La crisis ambiental y la pérdida de la biodiversidad es una realidad documentada desde diferentes ámbitos. Steffen *et al.* (2009), desde una visión integrada de cómo entender la estabilidad ambiental, proponen tomar en cuenta la biodiversidad del Planeta como un factor determinante para la regulación de los ciclos de la naturaleza. Evaluaciones posteriores han demostrado que la pérdida de la biodiversidad se encuentra 10 o más veces por arriba de los procesos naturales de extinción de especies (Ceballos et al., 2015), lo que se considera la sexta extinción masiva de especies en el planeta. Sarukhán *et al* (2017) han señalado como causas directas e indirectas de la extinción de las especies la destrucción de sus hábitats (cambio de uso del suelo), la contaminación, la sobreexplotación, la venta ilegal de especies, la introducción de especies exóticas y, más recientemente, el cambio climático. Las hormigas son un grupo de gran importancia en los suelos, tanto por su diversidad como por su abundancia y su papel funcional en este ambiente (Folgarait, 1998), que las hace ser consideradas como ingenieras de ecosistemas, puesto que modifican y crean nuevos ambientes para ser ocupados por ellas y otros organismos (Subedi, 2016). Se ha reconocido que las propiedades físico-químicas de los suelos favorecen o determinan la presencia o ausencia de los organismos del suelo (Geissen et al., 2007). En este sentido Barois *et al* (2022) señalan que hace falta comprender el efecto de las propiedades del suelo sobre la fauna del suelo a diferentes escalas: mundial, regional y local. En México se tienen registradas 927 especies (Vásquez-Bolaños, 2015), y constituyen uno de los grupos más importantes en los suelos, por que resultan un buen modelo para realizar estas aproximaciones a distintas





escalas. El objetivo principal de esta investigación fue identificar los parámetros edáficos y ambientales que favorecen la distribución y diversidad de las hormigas en México.

MATERIALES Y MÉTODOS

En esta investigación se consideraron 8 de los 26 grupos de suelos de México; seis de estos, Leptosoles, Regosoles, Phaeozems, Luvisoles, Calcisoles y Vertisoles, porque ocupan la mayor superficie de México, y dos, Andosoles y Gleysoles, porque son los que tienen mayor número de registros de hormigas en el país. La investigación se realizó con base a información tomada de bases de datos de acceso libre. El conjunto de datos vectoriales de los grupos de suelos se descargó de la página Web del INEGI (2022), y se utilizaron en particular los datos vectoriales de suelos a escala 1:250 000. Serie II (Continuo Nacional) (INEGI, 2022) y los datos de perfiles de suelos a escala 1:250 000. Serie II (Continuo Nacional) (INEGI, 2022), que contiene los datos de análisis fisicoquímicos realizados a las muestras de suelo. La información sobre la distribución geográfica de especies de hormigas de México se obtuvo de la base de datos del trabajo de Dáttilo *et al*. (2020). Las bases de datos vectoriales y alfanumérico se gestionaron a través del Sistema de Información Geográfica (SIG) QGIS 3.16.16-Hannover (Software de acceso libre). La información generada con el SIG permitió realizar el análisis de la información. Así, se obtuvieron los datos de la composición de hormigas en cada grupo de suelo. El análisis inicial de los datos consistió en obtoner valores promedio de las principales propiedades químicas y posteriormente, 1) se estimó la diversidad de hormigas en cada grupo de suelo, registrando el número de especies (riqueza) y estimando la "diversidad verdadera", con el número de especies efectivas que representa a la diversidad que tendría una comunidad hipotética en la cual todas las especies tuvieran exactamente la misma abundancia (Jost, 2006). Los cálculos se realizaron mediante el programa SPADE (Chao y Shen, 2010). 2) Para evaluar las similitudes en la composición de especies de hormigas en los grupos de suelos estudiados, se realizó un análisis de cluster usando el método de agrupamiento de pares con la media aritmética no ponderada (UPGMA) y como distancia la disimilitud, 3) Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para identificar las variables ambientales (temperatura, precipitación) y edáficas (pH, CE, CIC y CO), así como la presencia de hormigas, que expliquen la mayor variabilidad en los ocho grupos de suelos estudiados. Para este análisis sólo se consideraron las 15 especies de hormigas más abundantes; ya que este análisis permite establecer una equivalencia entre la inercia y la varianza y las 15 especies son las que tienen mayor significado en el resultado final. Estos dos últimos análisis se realizaron utilizando el programa Statistica ver. 8 (StatSoft, 1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones del medio edáfico son determinantes para la distribución de la fauna del suelo (Ibáñez *et al*. 2012). A escala global y local se ha determinado que variables como el pH, Carbono (CO), la Conductividad Eléctrica, el contenido de arcilla y la densidad real son parámetros que están directamente relacionadas con la riqueza y la abundancia de la biodiversidad del suelo (Vasar *et al;* 2022, Hernández-Tirado et al. 2022).

Abundancia de especies de hormigas por grupos de suelos

Las especies más abundantes para cada grupo de suelo fueron diferentes. Para Leptosoles, las especies más abundantes fueron *Liometopum apiculatum* y *Octostruma balzani*. En Luvisoles *Solenopsis geminata* y *Pseudomyrmex gracilis*. Los Phaoezems estuvieron dominados por *Adelomyrmex robustus*. En los Andosoles de nuevo *S. geminata*, junto con *Pachycondyla harpax*. En Regosoles y Vertisoles, *Atta mexicana* fue la especie dominante, en el primer grupo seguida de *Crematogaster torosa*, y en el segundo por *Cyphomyrmex rimosus*. En los Gleysoles fueron *Dolichoderus bispinosus* y *Pseudomyrmex ferrugineus*. En Calcisoles dominaron *Pogonomyrmex rugosus y P. barbatus*.

Riqueza de especies de hormigas por grupos de suelos

Los valores de la **riqueza estimada** para Leptosoles y Luvisoles, estuvo por arriba del 80%, mientras que el valor de riqueza estimada para los Calcisoles presentó el valor más bajo, con un valor de 59%, el resto de grupos de suelo registraron valores entre 69 y 77% (Cuadro 2). Estos resultados indican que es necesario realizar más trabajos en Calcisoles para tener mayor representatividad de la riqueza. En el caso de la diversidad verdadera, las estimaciones fueron superiores al 97%. El mayor número efectivo de especies se registró en los Vertisoles con 234, seguida de los Regosoles con 226 especies efectivas, y los Calcisoles registraron el menor valor (Cuadro 1).

Cuadro 1. Abundancia, Riqueza (observada y estimada) y diversidad verdadera (observada y estimada) de hormigas en los diferentes grupos de suelos de México. En paréntesis el porcentaje de representatividad de las observaciones.

Suelo	Abundancia	Riqueza		Diversidad	
		Observada	Estimada	Observada	Estimada
Leptosol	5046	544	664.7 (82)	222.48	226.76 (98)
Luvisol	3050	426	532.2 (80)	223.2	223.5 (99)
Phaeozem	2809	369	502.1 (74)	148.2	151 (98)
Andosol	2610	392	507.4 (77)	215.2	216.6 (99)
Regosol	1840	373	541.5 (69)	225.9	228.8 (98.7)
Vertisol	1788	381	555 (69)	233.7	234.2 (99)
Gleysol	454	184	252.5 (73)	193.3	199.4 (97)
Calcisol	270	94	158.4 (59)	78.3	79.3 (98)

Agrupación de los suelos de acuerdo a la biodiversidad de hormigas

El dendrograma obtenido a partir del análisis de clusters, mostró que, de acuerdo a la composición de especies, los Calcisoles y los Regosoles conforman un grupo diferente del resto de los grupos de suelos (Fig. 1a). Por otro lado, los Leptosoles y Phaoezems tienen mayor similitud en la composición de hormigas, lo cual es de resaltar, considerando que los Leptosoles son los suelos más ampliamente distribuidos en el país (28%) y los que registran mayor número de especies, mientras los Phaoezems son suelos con una distribución muy

restringida (12%), pero que han registrado una alta riqueza de especies. Luvisoles, Andosoles, Gleysoles y Vertisoles conforman otro grupo, con Andosoles y Luvisoles mostrando la mayor similitud en cuanto a su composición de hormigas.

Finalmente, el análisis de componentes principales (PCA) que es una técnica para describir un conjunto de datos en términos de nuevas variables no correlacionadas determinar los parámetros que mejor explican la variabilidad en los ocho grupos de suelo. El PCA mostró que el primer factor explica el 53.5% de la variabilidad en los grupos de suelos, y está más asociado a la presencia de especies de hormigas, principalmente *Solenopsis geminata*, *Hypoponera nitidula* y *Octostruma* balzani y el pH; mientras que el segundo explica el 17.25% y está relacionado con la altitud, CO y el porcentaje de arcilla (Fig. 1b). Estos resultados indican que la presencia de hormigas está relacionada con el tipo de suelo.

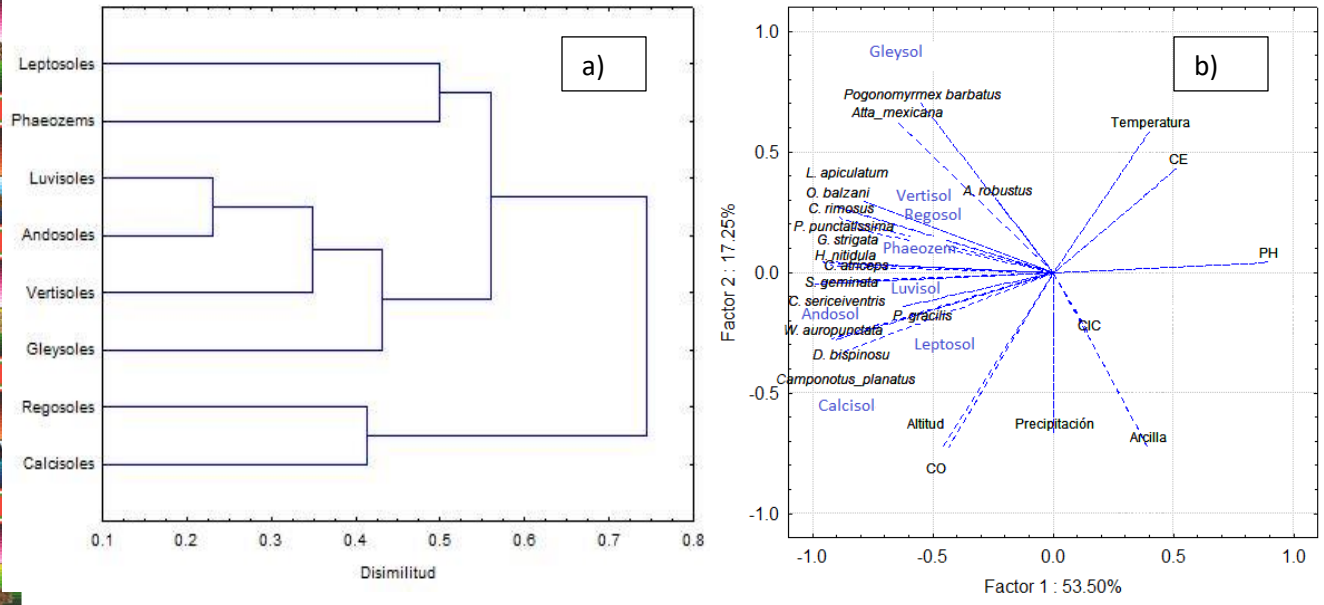


Figura 1. a) Dendrograma de la agrupación del grupo de suelos dependiendo de su composición de hormigas y b) PCA de los factores ambientales, edáficos y composición de hormigas y la distribución de los grupos de suelos.

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados de este trabajo se observa que hay relación entre los grupos de suelos y la diversidad y composición de las comunidades de hormigas. Además, se determina la existencia de ensamblajes particulares de hormigas que pueden ser indicadores del grupo de suelos. Conforme a investigaciones similares se determinó que las variables altitud, pH, el CO, arcilla y CIC son determinantes en el establecimiento de las hormigas. Finalmente, el conocimiento de las hormigas y su relación con los grupos suelos es de utilidad para establecer planes de manejo y conservación del recurso edáfico y de la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

A los proyectos Restauración ecológica y servicios ambientales y Ecología de comunidades de artrópodos de suelo por financiamiento interno de la UMDI-Juriquilla

BIBLIOGRAFÍA

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances, 1(5). https://doi.org/10.1126/SCIADV.1400253

Barois, I., Aranda-Barois J., Sánchez-Ríos G., Andrés Lira-Noriega A., de los Santos Bailón M. 2022. Chapter 6. The state of the study of soil biodiversity in Mexico with emphasis on soil fauna Isabelle Barois, Jerónimo Aranda. In Reyes-Sánchez, L. B., Horn, R., Costantini, E. A.C. (eds.) 2022. Sustainable soil management as a key to preserving soil biodiversity and stopping its degradation. International Union of Soil Sciences (IUSS). Vienna, Austria.

Chao, A., Shen, T. J. 2021. Program SPADE (Species prediction and diversity estimation). http://chao.stat.nthu.edu.tw; última consulta: 06.vi.2021.

Dáttilo, W., Vásquez-Bolaños, M., Ahuatzin, D., Antoniazzi, R., Chavez-Gonzalez, E., Corro, E. et al. (2020). Mexico ants: Incidence and abundance along the Nearctic-Neotropical interface. Ecology 101, e02944

Folgarait, P. J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. Biodiversity & Conservation, 7(9), 1221-1244.

Geissen, V., Gehrmann, J., Genssler, L. (2007). Relationships between soil properties and feeding activity of soil fauna in acid forest soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 170(5), 632-639.

Hernández-Tirado, A. E.; Castaño-Meneses, G.; Ibáñez-Huerta, A.; Ramos-Chávez, D. E.; Aguirre-Plata, L.; Pérez-Velázquez, D.; Montes-Recinas, S., Cruz-Ortega, R. 2022. Artrópodos edáficos en diferentes usos de suelo de la Sierra Nevada, Tepetlaoxtoc, Estado de México, México. 2022. Revista Colombiana de Entomología 48 (1): e11632. https://doi.org/10.25100/ socolen. v48i1.11632

Ibáñez, J. J., Krasilnikov, P. V., Saldaña, A. (2012). Archive and refugia of soil organisms: Applying a pedodiversity framework for the conservation of biological and non-biological heritages. Journal of Applied Ecology, 49(6), 1267–1277.

INEGI. 2022. Edafología. https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/. Revisado 30/06/22

Jost, L. (2006). Entropy and Diversity. *Oikos*, 113: 363-375

QGIS. License of 'QGIS' GNU GENERAL PUBLIC LICENSE. Version 2, June 1991. Copyright (C) 1989, 1991 Free Software Foundation, Inc., 51 Franklin Street, Fifth Floor, Boston, MA 02110-1301 USA.

Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S. E., Fetzer I., Bennett E. M., Biggs R., Carpenter S. R., de Vries W., de Wit C. A., Folke, C. Gerten D., Heinke J., Mace G. M., Persson L. M., Ramanathan V., Reyers B., Sörlin S. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science. 347, 1259855. DOI: 10.1126/science.1259855





Sarukhán, J., Koleff P., Carabias J., Soberón J., Dirzo R., Llorente-Bousquets J., Halffter G., González R., March I., Mohar A., Anta S., de la Maza J., Pisanty I., Urquiza-Haas T., Ruiz González S. P., García-Méndez G. Capital natural de México. (2017). Síntesis: evaluación del conocimiento y tendencias de cambio, perspectivas de sustentabilidad, capacidades humanas e institucionales. México.

Subedi, I. P. (2016). Ants: Ecosystem Engineers. Kist Newsletter, 1(1), 9-10.

StatSoft, Inc. 1995. Statistical user guide. Complete Statistical System Statsoft. Oklahoma.

Vásquez-Bolaños, M. (2015). Taxonomía de Formicidae (Hymenoptera) para México. Métodos en Ecología y Sistemática, 10(1), 1-53.

CARBONO ALMACENADO EN DIFERENTES CLASES DE TIERRA EN LA REGIÓN CAFETALERA DE HUATUSCO, VERACRUZ

Bautista Calderon Eva Aurora[1*]; Lenom Cajuste Bontemps[1]; Gutiérrez Castorena Edgar Vladimir[2]; Ojeda Trejo Enrique[1]; Ortiz Solorio Carlos Alberto[1]

[1]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5. 56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.
[2]Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Calle Francisco Villa S/N, Ex Hacienda el Canadá. General Escobedo, N.L., México.
* Autor de correspondencia (bautista.evaaurora@gmail.com)

RESUMEN

El presente estudio se realizo con el objetivo de estimar el almacén de carbono orgánico en suelo (COS) en las clases de tierra presentes en la zona media-alta de producción de café en el municipio de Huatusco, Veracruz. Se estimaron los reservorios de COS en cuatro clases de tierra identificadas como: negra, barrial colorado, barrial amarillo y cañada. Se recolectaron 12 muestras simples a dos profundidades 0-30 cm y 30-60 cm. La clase de tierra que mayor contenido de COS en los primeros 60 cm de profundidad fue tierra negra obteniendo 181 Mg/ha^{-1}, seguida de la tierra barrial colorado con 150 Mg/ha^{-1} y finalmente la tierra barrial amarillo y la cañada con 148 y 125 Mg/ha^{-1} respectivamente. Mediante la obtención de información cuantitativa se pudo apreciar la diferenciación en cuanto al contenido COS en cada una de las clases de tierra, permitiendo obtener los primeros indicios del potencial de captura de carbono en suelos donde predomina la actividad cafetalera.

PALABRAS CLAVE: *carbono orgánico en el suelo, café, clases de tierra.*

INTRODUCCIÓN

En la actualidad la humanidad se está enfrentando a una gran cantidad de eventos críticos provocados principalmente por las actividades antropogénicas que han alterado el equilibrio del planeta. Uno de estos eventos críticos es el Cambio Climático (ONU, 2021), fenómeno que ha cobrado gran importancia en la agricultura (Gay *et al*., 2004), puesto que su manifestación ha incluido diversos fenómenos meteorológicos. Como ejemplos de las variaciones en el clima están: los retrasos y adelantos en las precipitaciones, las heladas, las lluvias torrenciales, y las ondas de calor excepcionales (Granados *et al*., 2018) que ocurren en las parcelas de los agricultores, afectando de manera negativa los servicios ecológicos, económicos y sociales que rigen a las comunidades agroforestales (Masuhara *et al*., 2015). El dióxido de carbono (CO_2) es uno de los principales gases causantes del cambio climático derivado a su larga permanencia en la atmosfera (Leiva, 2021). Una de las maneras para mitigar su efecto en la atmosfera es a través de la captura y secuestro de carbono (Espinoza *et al*., 2012). Mediante el proceso de fotosíntesis, la vegetación terrestre puede capturar alrededor del 60% del carbono y almacenarlo como materia orgánica (MO) en las raíces, hojarasca, troncos, frutos, entre otros (Leiva, 2021; Espinoza *et al*., 2012; Zambrano 2004).





Una vez descompuesta la MO aumenta la porción de carbono (C) almacenado en el suelo (Masuhara *et al*., 2015). Uno de los sistemas que contribuye en la dinámica del carbono es aquella donde se aplican técnicas agroforestales, tal es el caso de los sistemas agroforestales de café (SAF) Espinoza *et al*., 2012; Masuhara *et al*., 2015). En México, la cafeticultura ocupa un lugar importante, ya que se realiza en 14 estados, siendo el estado de Veracruz el tercer productor de café a nivel nacional (SIAP, 2018). El municipio de Huatusco pertenece a la región de las montañas de Veracruz, y su importancia radica al ocupar el treceavo lugar en la producción de café. Por lo que, para fines específicos de esta investigación, se priorizo y protagonizo el recurso suelo. Teniendo como objetivo estimar el contenido de COS en las clases de tierra reconocidas e identificadas mediante conocimiento local de productores de café quienes presentan una comprensión de los que sucede con sus recursos naturales en el plano del espacio y el tiempo (Castillo, 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El área de estudio corresponde a una porción de la Región de las montañas del municipio de Huatusco, Veracruz, y ya ha sido descrita anteriormente en Bautista *et al*., 2018. El área de interés se ubica en la región cafetalera, conocida como la zona media-alta, en la que se encuentran ubicados los Ejidos de Sabanas y Cotecontla (latitud 19° 07′ y 19° 06′ N y longitud 96° 54′ y 96° 54′ O) (Figura 1). Cubre una superficie de 384 ha, con altitudes que van desde los 935 a los 1200 metros sobre el nivel del mar.

Enfoque Etnoedafológico

Se utilizaron los resultados obtenidos en investigaciones realizadas de manera simultánea en los meses de septiembre-noviembre de 2021, donde se aplicó la metodología propuesta por el Ortiz *et al.* (1990), mediante la cual se obtuvieron las clases de tierra identificadas por los productores de café de los Ejidos Sabanas y Cotecontla.

Obtención de las muestras de suelo

Se realizo un muestreo de suelo, en los meses de septiembre a noviembre del 2021 Los puntos seleccionados quedaron distribuidos en cada una de las clases de tierra. Obteniendo tres muestras en la tierra negra, tres en la tierra de barrial colorado y tres en la barrial amarillo. El muestreo consistió en realizar una excavación de 20 cm de ancho por 20 cm de largo y 60 cm de profundidad. Se selecciono una cara de cada pozo y se tomaron dos muestras de suelo de aproximadamente 1 Kg a dos profundidades 0-30 y 30-60 cm. Cada una de las muestras de suelo se guardaron en una bolsa de plástico etiquetada para posteriormente trasportarse al laboratorio.

Preparación de las muestras de suelo para la determinación de C

La preparación de las muestras de suelo consistió en homogenizar cada muestra, para lo cual se realizó el procedimiento de cuadrantes extremos sobre una superficie plana y dividiendo en cuatro cuadrantes, de los cuales se descartaron dos cuadrantes extremos y se tomó una sub-muestra de aproximadamente 100 g, la cual se secó, molió y tamizo por una

malla con abertura de 2 mm (malla 10) con el propósito de uniformizar el tamaño del material (Etchevers *et al.,* 2005).

Medición de los reservorios de C en el suelo

Para la determinación del COS en el suelo, se tomó la sub-muestra representativa de la muestra de aproximadamente 0.5 g de suelo. La determinación de COS se realizó por combustión húmeda mediante el método de Walkley y Black. Para determinar la cantidad de COS en toneladas por hectárea (C Mg ha-1) se empleó la fórmula propuesta por Etchevers *et al*., (2005): $COS(Mgha)=\%C*P*\rho b$; donde: COS= contenido de carbono orgánico del Suelo (Mg/ha^{-1}), %C = porcentaje de C obtenido del análisis de los datos arrojados en laboratorio, P = Profundidad de muestreo (m), ρb= Densidad aparente (Mg/ m^3). Dicha información permitió elaborar un mapa de los contenidos de carbono secuestrado en suelo.

Determinación de la densidad aparente

Se determino con el método del método terrón parafinado, el cual consistió en seleccionar terrones de suelo para posteriormente cubrirlos de parafina y realizar las mediciones y cálculos correspondientes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran el comportamiento del COS de cada sitio evaluado que corresponde a las clases de tierra identificadas como negra, barrial amarillo, barrial colorado y cañada. Como se puede observar en la Figura 1, la clase de tierra que mayor contenido de COS en Mg ha^{-1} presenta en la negra con 181 Mg ha^{-1}, seguida de la tierra barrial colorado con 150 Mg ha^{-1} y finalmente la tierra barrial amarillo y la cañada con 148 y 125 Mg ha^{-1} respectivamente. Es importante mencionar que de manera específica solo se están tomando los resultados obtenidos en las muestras específicamente de suelo teniendo considerado que en todas las clases de tierra el uso agrícola predominante es la cafeticultura.

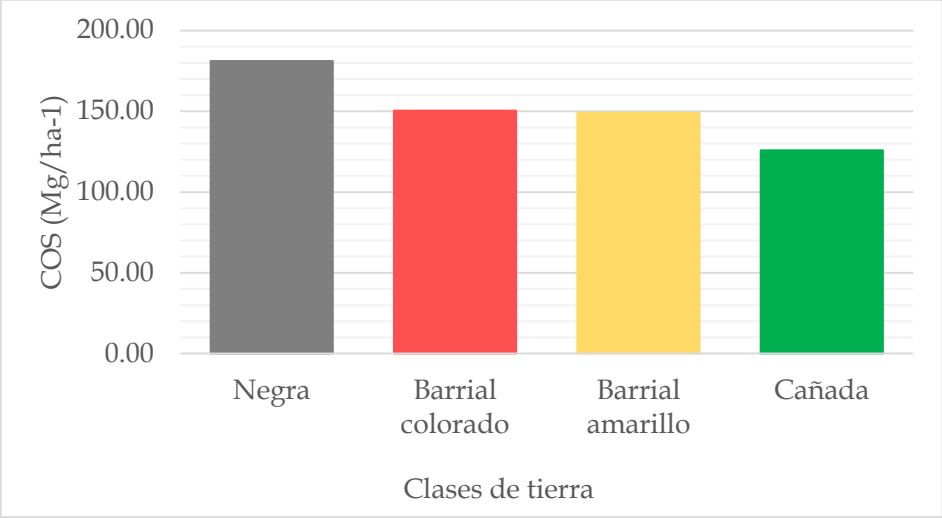


Figura 3. Contenido de COS en las clases de tierra negra, barrial colorado, barrial amarillo y cañada en los Ejidos de Sabanas y Cotecontla.

Es importante analizar el comportamiento que tiene el COS a lo largo de la profundidad de muestreo. De acuerdo con García *et al*., (2006) y Acosta *et al*., (2009) la concentración de COS es menor a medida que aumenta la profundidad del suelo. Sin embargo, como se puede observar en el Cuadro 1, el comportamiento del COS a medida que aumenta la profundidad aumenta su contenido para todas las clases, a excepción de la tierra cañada. Esto se puede deber principalmente a las características del suelo, así como al manejo agrícola que se realiza en cada una de ellas. Otros de los factores a consideras son las condiciones del relieve, ya que como se menciono anteriormente, la zona de estudio de ubica en un relieve accidentado conformado por barrancas y lomeríos accidentados.

Cuadro 4. Contenido de carbono orgánico (Mg ha-1) en suelo a dos profundidades por clase de tierra

Clases de tierra	COS (Mg ha^{-1}) Prof: 0-30 cm	COS (Mg ha^{-1}) Prof: 30-60 cm	COS (Mg ha^{-1}) Prof: 60 cm
negra	85.19	86.72	171.91
cañada	52.37	62.94	115.31
barrial colorado	77.98	73.08	151.06
barrial amarillo	79.35	83.16	162.51

Son pocos los estudios donde se aplique la metodología con Enfoque Etnoedafológico y se le dé una relación ambiental. Aguilar *et al*., (2019) realizo un estudio en un Ejido norte del estado de Veracruz, conocido como Mafafas. En el cual se identifican al igual que en el presente estudio las clases de tierra barrial colorado y tierra negra. Reporta resultados similares ya que para el caso de la tierra de barrial colorado indica que se estimó 80.5 Mg ha^{-1} de COS en los primeros 30 cm del suelo, siendo un resultado muy similar al encontrado en el presente estudio. Por el contrario, reporta para el caso de la tierra negra 180 Mg ha^{-1} en los primeros 30 cm, duplicando el valor para este estudio. Es importante mencionar y enfatizar, que no solo implica el tener una similitud en cuanto a clases de tierra, si no que se encuentra en función de diversos factores, así como del historial de los usos de la tierra, las entradas y salidas de la materia orgánica (MO), del sistema y el manejo de estos usos de la tierra.

CONCLUSIONES

Se puede concluir de manera general, que el presente estudio abre la pauta para la investigación del comportamiento del COS y su fusión con el conocimiento local campesino que tienen los productores en este caso de café sobre sus tierras. Y de esta manera identificar el potencial que tienen en cuanto a la captura/secuestro de carbono orgánico.

BIBLIOGRAFIA

ONU Acción por el clima. 2021. Cambio climático sin freno: los países están muy lejos de cumplir el Acuerdo de París. https://www.un.org/es/climate-action/un-issues-red-alert consultado agosto de 2021

Gay, C., Estrada, F., Conde, C., Eakin, H. 2004. Impactos potenciales del cambio climático en la agricultura: escenarios de producción de café para el 2050 en Veracruz (México). En: García Codron, J., Diego Liaño, C., Fdez. De Arróyabe Hernáez, P., Garmendia Pedraja, C., Rasilla Álvarez, D. (Eds), El Clima entre el Mar y la Montaña. Asociación Española de Climatología y Universidad de Cantabria, Santander. México, Serie A (4), pp. 651-660.

Granados Ramírez, R., Medina Barrios, M. D. la P. y Peña Manjarrez, V. (2018) "Variación y cambio climático en la vertiente del Golfo de México. Impactos en la cafeticultura", Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 5(3), pp. 473–485.

Masuhara, A., Valdés, E., Pérez, J., Gutiérrez, D., Vázquez, J. C., Pérez, E. S., ... & García, A. M. (2015). Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. Revista Amazónica Ciencia y Tecnología, 4(1), 66-93.

Leiva-Rojas, E. I., & Ramírez-Pisco, R. (2021). Carbono almacenado en cacao y suelo en sistemas agroforestales. Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, 4(4), 5331-5346

Espinoza-Domínguez, W., Krishnamurthy, L., Vázquez-Alarcón, A., & Torres-Rivera, A. (2012). Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente, 18(1), 57-70.

Castillo, X., Etchevers, J. D., Aguirre, A., & Hidalgo, C. (2021). Manejo campesino de sistemas de producción horto-florícolas: Estudio de caso. *Agrociencia*, *55*(2), 159-176.

INEGI, 2008. Conjunto de datos vectoriales Unidades Climáticas. Escala 1:1 000 000. (Conjunto Nacional). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Ags., México.

INEGI, 2011. Conjunto de datos vectoriales de Geología. Escala 1:1 000000. Serie II. (Conjunto Nacional), Edición 2a. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Ags., México.

INEGI, 2017. Conjunto de datos vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250000. Serie VI (Conjunto Nacional). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Ags., México.

Ortiz, S. C. A., H. D. Pájaro y Ch. Ordaz. V. M. 1990. Manual para la cartografía de clases de tierras campesinas. Serie Cuadernos de Edafología 15. Centro de Edafología, Colegio de Postgraduados, Montecillo. México.

Etchevers, B, J. D.; C. M. Monreal; C. Hidalgo; M. Acosta; J. Padilla; R. M. López. (2005). Manual para la determinación de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción en laderas. Ed. Colegio de Postgraduados. México. 29.





CAMBIO DE USO DE SUELO EN LOS TUXTLAS Y SU EFECTO SOBRE PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO Y MICROCLIMA

Isaac Romeo Acevedo Rojas[1]; María Guadalupe Barajas Guzmán[1]

[1] Laboratorio de Ecología del Suelo, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Circuito Exterior s/n. Alcaldía Coyoacán, C. P. 04510. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México
em-spectre@ciencias.unam.mx

RESUMEN

Se describieron las propiedades del suelo y se registró el microclima de la selva húmeda de la Estación de Biología Tropical de Los Tuxtlas, Veracruz, México, en relación con el cambio de uso de suelo. Los sistemas analizados fueron selva húmeda, acahuales, potreros y cultivos. Se colectaron muestras de suelo en la temporada lluviosa del 2014 y seca del 2015, y se colocaron sensores de temperatura y humedad relativa 1m por encima del suelo en cada sistema entre noviembre del 2014 y septiembre del 2015. El cultivo presentó diferencias significativas en color, contenido hídrico, textura y densidad aparente ($p<0.05$) y en propiedades químicas como el pH, % de materia orgánica del suelo, % de carbono orgánico total, % de nitrógeno total y contenido de fósforo ($p<0.05$). La diferencia entre temporadas fue significativa para contenido hídrico, pH (elevado en lluvias, $p<0.05$), nitrato y amonio (elevado en secas, $p<0.05$). En cultivos y potreros hubo modificación del microclima, mientras que la selva húmeda y el acahual, presentaron patrones microclimáticos similares. La alteración de propiedades edáficas y del microclima bajo las diferentes prácticas de manejo analizadas, propician eventos y procesos degradativos en el suelo, comprometiendo su funcionalidad y otros servicios ecosistémicos dentro del paisaje tuxteco.

PALABRAS CLAVE: *Degradación; cultivo; potrero; marcha anual; fragmentación*

INTRODUCCIÓN

La fragmentación del paisaje, implica que la configuración histórica del mismo es desviada, estableciendo nuevos arreglos, que representan un mosaico de sociecosistemas (Maas, 2015), que interactúan con reminiscencias de bosques o selvas ancestrales. La fragmentación del paisaje, más el cambio de uso de suelo, dispara cambios en la configuración de la atmósfera, biósfera, pedósfera, e incluso en la litosfera, de tal manera que se pueden presentar modificaciones irreversibles que no permitirían la recuperación natural, ni asistida del paisaje o ecosistema (Hobbs, 2002). Este proceso difiere de la apertura de claros en el dosel vía disturbio o perturbaciones naturales (Martínez-Ramos, 1985). Dos de los atributos del paisaje, como lo son el suelo, y el microclima, se han visto modificados de sus configuraciones originales cuando se presentan eventos de cambio de uso de suelo (Richter, 2016). En nuestro país, en el Estado de Veracruz, México, la región de Los Tuxtlas es una de las zonas con mayor tasa de sustitución de vegetación original para el establecimiento de áreas abiertas cubiertas de pasto, conocidas como potreros, zonas de cultivo intensivo y de





temporal, y áreas habitacionales. Cuando se abandonan estos sitios y "se deja descansar el suelo", hay un restablecimiento de la vegetación (tanto nativa como introducida), que podría sugerir la configuración original, y se conocen como *acahual* (Breugel *et al.*, 2006). El objetivo general de este trabajo es describir las características físicas y químicas del suelo, además del microclima en diferentes usos de suelo de la región de Los Tuxtlas. Particularmente evaluar el color, el contenido hídrico (CH), la densidad aparente (DA), la textura, la cantidad de materia orgánica del suelo (MOS), el contenido de carbono (%Ct), de nitrógeno (%Nt), de fósforo lábil (*P*), pH, amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) del suelo en selva húmeda, acahuales, potreros y cultivos durante las temporadas de lluvias y secas en la región de Los Tuxtlas. Así como evaluar la humedad relativa (%HR) y la temperatura (T °C) del aire en cada uso de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra dentro y alrededor de la Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas (IB - UNAM, EBTLT, 95°04´-95°09´ O; 18°34´-18°36´N), localizada en la Reserva de la Biósfera homónima (CONANP - SEMARNAT, 2006). El promedio de precipitación anual supera 4500 mm, con temperatura máxima promedio de 27.3 y mínima de 21.5 °C, definiendo un clima cálido húmedo (Am*(f)*). El mes más seco es mayo y el más lluvioso agosto (Soto, 2004). El intervalo altitudinal va de los 0 a los 1650 m s. n. m. m. La unidad edáfica en este estudio es el Andosol (Krasilnikov, 2013), generalmente formados por material cinerítico de composición basáltica y andesítico-basáltica, confiriéndole cierta "juventud" (Flores-Delgadillo *et al.*, 1999), presentando un horizonte superficial grueso obscuro. Como la ceniza volcánica es un material ligero, su DA es baja (<0.85g cm^3) (Van Breemen y Buurmann, 2008). La vegetación en la EBTLT se clasifica como selva alta perennifolia (*sensu* Miranda y Hernández, 1963), para la cual se han descrito 940 especies, 543 géneros y 137 familias de plantas (Bongers *et al.*, 1988 e Ibarra-Manríquez y Sinaca, 1995). Hace tres décadas tenía el mayor número de apertura de claros, a una tasa de 3.3 ha/anuales (Martínez-Ramos, 1985). La EBTLT se encuentra rodeada de un mosaico de fragmentos de selva húmeda, acahuales (con edades mayores a los 10 años de abandono), potreros (con al menos 10 cabezas de ganado y 3 ha de extensión promedio), y terrenos agrícolas (entre 1 - 5 ha de extensión, donde se cultiva maíz, chile, sandía y se emplean agroquímicos). Se realizaron dos muestreos, en la temporada lluviosa (agosto 2014) y en la temporada seca (abril 2015). Para cada uso de suelo se tuvieron cinco diferentes sitios de muestreo, cada uno de éstos consistió en un área rectangular de 35m x 30m, por cada uso de suelo se cubrió un área de 0.1 ha. Dentro de este rectángulo se eligieron cinco puntos al azar mediante coordenadas. En cada punto se extrajo una muestra a 20 cm de profundidad con una barrena regular de diámetro 3 ¼" (AMS Inc., Modelo #402.25). Para cada uso de suelo se obtuvieron 25 muestras de suelo por temporada. Considerando las dos temporadas, se trabajó con 200 muestras. El color de suelo se describió en campo y se registró la frecuencia de aparición de los colores del suelo comparando entre usos de suelo y temporadas (Siebe *et al.*, 2006). La estimación del CH se realizó con el método gravimétrico (Jarrel *et al.*, 1999). La textura se estimó con el método de la probeta (Bouyoucos, 1963,) y la clase textural con Soil Texture Calculator (USDA-NRCS, 2016). La DA se obtuvo de muestras inalteradas de suelo (Cram

et al., 2015). El pH se estimó a través del método potenciométrico en solución 2:1 (Siebe *et al.*, 2006). La cantidad de MOS se estimó con el método de oxidación con dicromato y ácido sulfúrico (Walkley y Black, 1947). El %Ct se obtuvo por combustión de una muestra de suelo a 900° C en un autoanalizador de partículas elementales (Hilke, 2015 y Shimadzu Co. s. f.). El %Nt se estimó con el método micro-Kjeldahl (Anderson e Ingram, 1993). La estimación de NO_3 y NH_4^+ se realizó con una extracción en solución KCl 2M (Maynard *et al.,* 2007). Se utilizó la técnica de Bray para estimar el *P* (Kurtz y Bray, 1945; Elrashidi, 2001). Las variables CH, DA, pH, Ct, Nt, NO_3^-, NH_4^+ y *P* se analizaron con la prueba de Shapiro-Wilk y de Levene, y se aplicó un análisis de varianza (ANdeVA) de dos vías (temporada y uso de suelo). Cuando hubo diferencias significativas se realizó la prueba de Tukey (Zar, 2010). Para la textura se realizó un ANdeVA de una vía (uso de suelo). Todos los análisis se realizaron con un nivel de confianza del 95% en el programa STATISTICA versión 8.0 (StatSoft, Inc., 2007). En cuanto al microclima, se realizó un registro automatizado en intervalos de 2 horas de la T °C y %HR con sensores HOBO Pro v2 #U23-001 (Onset Computer Corp, MA, US). Así se obtuvo el promedio mensual de T °C y %HR y se construyeron las marchas anuales para cada uso de suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El color del suelo presentó cambios entre temporadas, con coloraciones pardas rojizas en lluvias, y pardas obscuras en secas, entre usos de suelo se observaron coloraciones rojizas en cultivos y potreros, mientras que en la selva húmeda y acahual hubo colores pardo oscuros. El CH fue mayor en selva húmeda y acahual, mientras que en cultivos disminuye significativamente ($p<0.01$). Así mismo en la temporada lluviosa 2014 hubo más agua en el suelo con respecto de la temporada seca 2015 ($p<0.01$). La textura franco arcillosa y arcillosa fue predominante en todos los usos sin diferencias significativas. La DA fue mayor en los cultivos y potreros, a la inversa de la selva húmeda y acahual ($p<0.05$). Se presentaron diferencias significativas para el pH ($p<0.01$), el %MOS ($p<0.05$), el %CT ($p<0.05$), el %Nt ($p<0.05$); y *P* disponible ($p<0.05$), fueron mayores en selva húmeda y acahual, y más bajos en potreros y cultivos. Entre temporadas El pH presentó diferencias significativas ($p<0.05$), así como el nitrato y amonio. En cuanto al microclima, en acahual y selva húmeda se registraron patrones similares, T °C bajas y %HR altos la mayor parte del año, mientras que el cultivo presentó T °C altas y %HR bajos. En un punto intermedio se encuentra el potrero, para la mayoría de variables, incluidas las microclimáticas. Las gráficas que describen los resultados anteriores se presentan en la Figura 1.

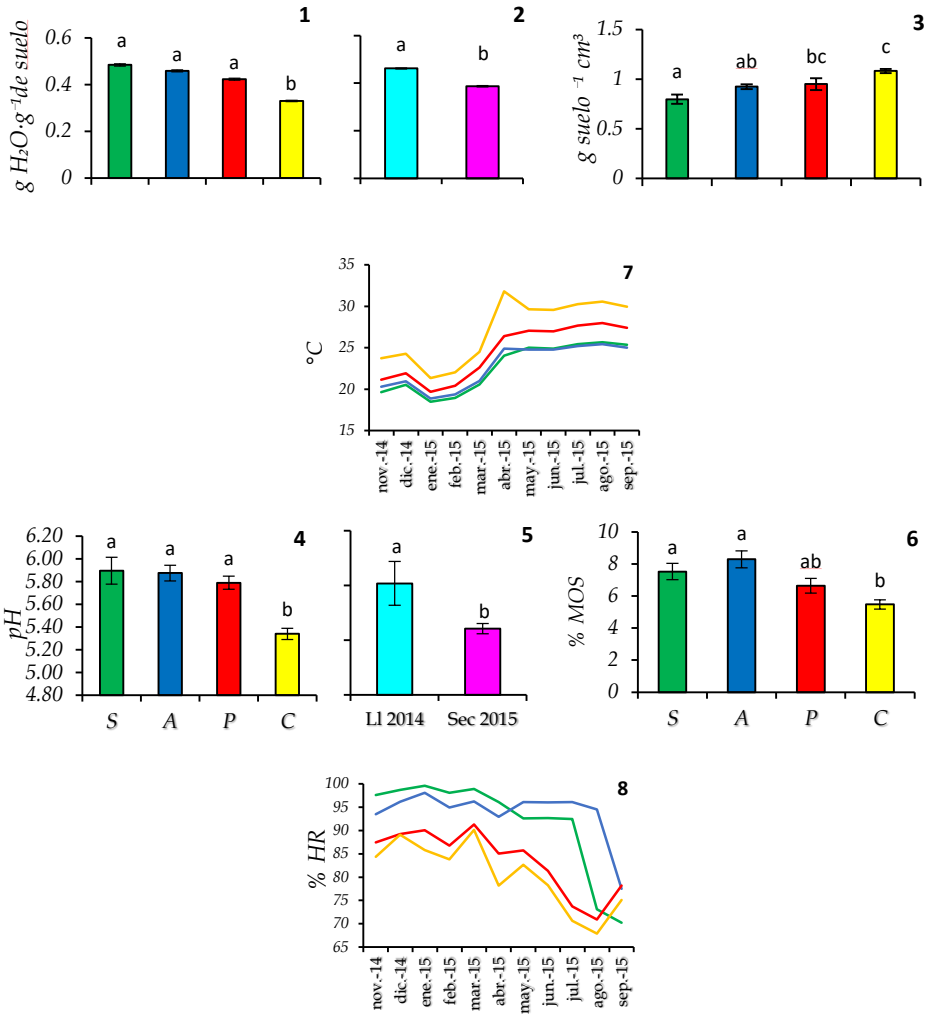


Figura 1. Para los cuatro usos de suelo analizados en Los Tuxtlas, Veracruz, México, ANdeVa de variables físicas y químicas (1. CH usos de suelo; 2: CH temporadas; 3. DA usos de suelo; 4. pH usos de suelo; 5. pH temporadas; 6. %MOS usos de suelo. Las letras minúsculas sobre las barras de error indican la prueba de Tukey); Marcha de T °C en 7 y Marcha de %HR en 8 (en ambas promedio mensual). S= selva húmeda; A= acahual; P= potreros; y C= cultivos. Ll 2014 = temporada lluviosa 2014; Sec 2015= temporada seca 2015.

La selva húmeda y el acahual presentaron suelos de color pardo obscuro (Flores-Delgadillo *et al.*, 1999), mientras que en los cultivos y potreros el suelo tuvo colores rojizos, reflejando déficit hídrico, oxidación, pérdida de MOS y C (Craswell y Lefroy, 2011). De esta manera, se propone al color como indicador de degradación del suelo (Schultze et al., 1993). El CH fue bajo en cultivos y potreros, de esta manera, el uso de suelo influye en la modificación del balance hídrico de la zona (Richter, 2016). La textura fue arcillosa en todos los usos de suelo asociado con el origen volcánico de la región (Krasilnikov et al., 2013). Las arcillas en los potreros propician la compactación del suelo más el aumento en DA que promoverá la

escorrentía (Martínez y Sánchez, 2003), mientras que en cultivos revelaron la pérdida de MOS. La DA más elevada se presentó en los cultivos, y en potreros cambió con respecto de la selva húmeda (Holl, 1999). Por lo que se reafirma su uso como indicador de la degradación del suelo. El pH en zonas cultivadas fue ácido y registró los valores más bajos de MOS y Ct, sugiriendo degradación química que disminuye la fertilidad y productividad estos sitios (Martínez-Sánchez, 2005). El %MOS, %Ct y%Nt fue más elevado en acahuales, lo cual ratificó la complejidad vegetal y la recuperación de nutrientes en bosques secundarios (Breugel *et al*., 2006). El contenido de *P* en cultivos fue muy bajo y se asoció a la retención en materia orgánica y arcillas y, a la degradación del suelo por acidificación (Aguirre, 2001). En cultivos y potreros hubo modificación microclimática que influyó sobre el comportamiento de las propiedades físicas y químicas del suelo (Gutierrez-García y Ricker, 2011). Con base en lo anterior, la selva húmeda mantiene la configuración original, y los acahuales mostraron tendencias a recuperar la complejidad vegetal y edáfica de la selva húmeda y un amortiguamiento climático (Martínez-Ramos y Garcí-Orth, 2007), mientras que los potreros y los cultivos disminuyeron la calidad, fertilidad y funcionalidad del suelo dada la interacción negativa entre microclima y suelo (Ewers y Bank, 2013).

CONCLUSIONES

Hubo cambios en las características del suelo y en el microclima de cultivos, potreros y acahuales con respecto de la selva húmeda. El cultivo y el potrero presentan señales de degradación física, química y biológica del suelo con temperaturas elevadas y baja humedad en el aire. El acahual guarda semejanzas con la selva húmeda que sugieren la recuperación de las propiedades y funciones del suelo junto con el amortiguamiento del microclima.

BIBLIOGRAFÍA

Aguirre, A. 2001. Química de los suelos ácidos, templados y tropicales. 1a Ed. FESC-UNAM.Anderson, J. e Ingram, J. 1993. Tropical soil biology and fertility: A Handbook of Methods. CAB Intl. Bongers, F., Pompa, J., Meave del Castillo, J. y Carabias, J. 1988. structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, México. Vegetatio 74:55-80. Bouyoucos, G. J. 1963. Direction for making mechanical analysis of soil by hydrometer method. Soil Science 42:25-30. Breugel, M., Martínez-Ramos, M.y Bongers, F. 2006. Community dynamics during early succession in Mexican tropical rain forests. Journal of Tropical Ecology, Vol. 22, No. 6, Nov. CONANP. 2006. Programa de Conservación y Manejo de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. 1ª Ed. CONANP-SEMARNAT. Cram, S., Sommer, I., Fernández, L., Galicia, L., Ríos, C. y Barois, I. 2015. Soil natural capital modification through landuse and cover change in a tropical forest landscape: implications for management. Journal of Tropical Forest Science. 27(2): 189-201. Craswell, E. y Lefroy, R. 2001. The role and function of organic matter in tropical soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 61: 7-18. DOF. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. SEMARNAT. Elrashidi, M. A. 2001. Selection of an Appropiate Phosphorous Test for Soils. NSSC-USDA. Ewers, R. y Banks, C. 2013. Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. PLoS

ONE 8(3): e5893. Flores-Delgadillo, L., Sommer-Cervantes, I., Alcála Martínez, J. R. y Álvarez-Sánchez, J. 1999. Estudio morfogenético de algunos suelos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, vol. 16, no. 1. UNAM, IG y SGM. Gutiérrez-García, G. y Ricker, M. 2011. Climate and climate change in the region of Los Tuxtlas (Veracruz, México): A statistical analysis. Atmósfera 24(4), 347-373. Hilke, I. 2015. General principles for the quantificaction of Total Organic Carbon (TOC) in envirnmental solid and liquid samples. Max Planck Institut für Biogechimie. Hobbs, Richard J., 2002. The ecological context: a landscape perspective. En: Perrow y Davy (2002). Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. Biotropica, 31(2): 229-242. Ibarra-Manríquez, G. y Sinaca Colín, S. Lista florística comentada de la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtlas", Veracruz, México. Revista de Biología Tropical. 43 (1-3):75-115. Jarrell, W., Armstrong, D., Grigal, D., Kelly, E., Monger, C., y Wedin, D. 1999. Soil Water and Temperature Status. En Robertson *et al.*, 1999. Krasilnikov, P., Gutiérrez-Castorena, M.C., Arhens, R., Cruz-Gaistardo, C., Sedov, S. 2013. The Soils of Mexico. IUSS. Springer. Bray, R y Kurtz, L. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science, 59, 39-45. Maas Moreno, J. M. 2015. El manejo de cuencas desde un enfoque socioecosistémico. Cuencas de México. No. 1. Año 1, Abr-Jun. Martínez-Ramos, M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. En: Gómez-Pompa y del Amo (eds.), 1985. Martínez-Ramos, M., y García-Orth, X. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. Boletín de la Sociedad Botánica de México. Vol. Sup. No. 80, Junio. Martínez-Sánchez, J. y Sánchez Beltrán, S. 2003. The effect of time of use of tropical pastures on soil fertility and cattle productivity. Ecotropicos 16(1):17-26. Martínez-Sánchez, J. 2005. Nitrogen and phosphorus resorption in a Neotropical rain forest of a nutrient-rich soil. Revista de Biología Tropical, vol. 53. No. 3-4, sep-dic: 353-359. Miranda, F. y Hernández-X, E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. SBM A.C. Maynard, D. y Kalra, Y. 2008. Nitrate and exchangable ammonium nitrogen. En: Carter y Gregorich, 2008. Richter, M. 2016. Microclimate in the tropics. En: Pancel y Köhl, 2016. Schultze, D., Nagel, J., Van Scoyoc, G. Henderson, T., Baumgardner, M., y Stott, D. 1993. Significance of organic matter in determinig soil colors. En: Bigham *et al.*, 1993. Siebe, C., Jahn, R. y Stahr, K. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. 2a Ed., UNAM. Soto, M. 2004. El clima. En Guevara *et al.*, 2004. StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA Version 8.0. Tobón, W. 2009. Reforestación de potreros abandonados en Los Tuxtlas: efectos en el suelo a corto plazo. UNAM-IE. USDA-NRCS. 2016. Soil Texture Calculator. NRCS. Van Bremen, N. y Buurman, P. 2008. Soil Formation. Kluwer Academic Publishers. Walkley, A. y Black, I. A. 1934. An examination of the degtjarreff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic aceid tritation method. Soil Science, January, Vol. 37, Issue 1. Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. Fifth Edition. Pearson Prentice Hall, USA.

INICIATIVA SISTÉMICA PARA RECARBONIZAR SUELOS EN UN CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO

Verónica E. Bunge Vivier[1]; Mario Guevara[2]; Vinisa Saynes Santillán[3]

[1] Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, 03310, Ciudad de México, México.
veronica.bunge@agricultura.gob.mx
[2]Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Qro. MX.
[3] Alianza Mundial por el Suelo, FAO

RESUMEN

La adopción de un enfoque territorial para la conservación de los recursos naturales, en donde el paisaje es visto como un sistema en el que todos sus elementos interaccionan, resulta en una tarea impostergable de los gobiernos y la sociedad en general. En este sentido, se expone el ejemplo de una iniciativa de recarbonización de suelos agrícolas con enfoque sistémico que reconoce la heterogeneidad de sistemas del país y lo retoma como la mejor vía para alcanzar un desarrollo regional justo, equitativo, y sustentable. La propuesta concluye enfatizando que los esfuerzos encaminados a la conservación o recuperación de los suelos, así como de cualquier otro recurso, debe considerar este enfoque que integra diferentes niveles y dimensiones de acción, y procura la interacción efectiva entre productores, gobierno, academia y sector social y privado.

PALABRAS CLAVE: *Recarbonización de suelos, enfoque sistémico, política pública.*

INTRODUCCIÓN

Hoy en día, visibilizar a los suelos en las políticas públicas se ha vuelto una tarea apremiante para dar continuidad a la actividad agrícola y pecuaria y con ello, mitigar la pobreza y reducir los motores que impulsan los actuales patrones de migración y abandono de tierras degradadas. Sin embargo, el presupuesto público asignado al mejoramiento de suelos en México aún es escaso y el poco que existe, se orienta a la restauración de suelos a nivel de parcela ignorando con ello la perspectiva integral y de paisaje de los recursos naturales. La razón de ello es que los apoyos financieros para la conservación siguen teniendo límites político administrativo o que responden a una figura física o moral; la unidad beneficiaria sigue siendo un territorio administrativo o una unidad de producción, no un paisaje natural. Lo anterior repercute en una infinidad de acciones y esfuerzos aislados que poco contribuyen con la recuperación de la integridad de los ecosistemas y sus servicios ambientales.

El presente documento expone una propuesta de recarbonización de suelos agrícolas y pecuarios en México con enfoque sistémico para responder a la necesidad de alinear los recursos públicos a las necesidades de los paisajes rurales. El objetivo principal es describir un flujo de trabajo dirigido por datos para identificar los sitios potenciales de intervención para la implementación de prácticas de manejo sostenible de tierras orientadas a la re-carbonización de suelos en ambientes agropecuarios.





La propuesta parte del reconocimiento de los suelos como un *continuum* en el territorio, donde las actividades agrícolas, pecuarias y forestales frecuentemente se entrelazan en la esfera social, económica, ambiental y espacial. Este proyecto es relevante no sólo porque es el primero en su tipo en ser coordinado por el sector productivo en México, sino también por su enfoque sistémico que considera aspectos tanto a nivel local, regional y nacional, así como diferentes dimensiones en lo ambiental, lo económico, lo político y lo social.

MÉTODO

La selección de los sitios del proyecto se planteó a partir de la obtención de información a nivel micro, meso y macro, así como de involucrar a diferentes actores con la finalidad de asegurar un enfoque sistémico (Bunge, 2008). Se llevó a cabo un análisis multicriterio que incluyó información biofísica (estabilidad climática, degradación de suelos y potencial de captura de carbono en suelos) y socioeconómica (tenencia de la tierra, presencia de prácticas con uso de fuego en terrenos agropecuarios y presencia del Programa de Desarrollo Territorial de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (AGRICULTURA)), resaltando la atención en la heterogeneidad de los sistemas. De esta manera, se identificaron doce territorios (Figura 1) con potencial de intervención con prácticas de recarbonización de suelos que se clasificaron en tres categorías, basadas en su estabilidad climática (CONABIO, 2020) y en el potencial de captura de carbono en suelo (FAO, 2022):

1. Áreas susceptibles de intervenir con prácticas de *adaptación* al cambio climático: áreas con baja estabilidad climática y bajo potencial de captura de carbono. En esta categoría se encuentran territorios de Sinaloa, Sonora, Tamaulipas y Guanajuato.
2. Áreas susceptibles de intervenir con prácticas de *adaptación y mitigación* al cambio climático: áreas con baja estabilidad climática y alto potencial de captura de carbono. En esta categoría se encuentran paisajes de Veracruz, Chiapas, Campeche y Guerrero.
3. Áreas susceptibles de intervenir con prácticas de *mitigación* al cambio climático: áreas con alta estabilidad climática y alto potencial de captura de carbono. Los estados que cuentan con territorios para esta categoría son Nayarit, Morelos, Veracruz y Chiapas.

Los límites de cada uno de estos doce territorios se ajustaron a demarcaciones de microcuencas para asegurar una implementación de acciones con enfoque de paisaje. Asimismo, en cada uno de éstos se seleccionaron áreas de intervención directa, mismas que tendrán que ser confirmadas una vez que se entre en contacto con las comunidades de dichos territorios. La selección final de áreas potenciales de intervención obedeció a los siguientes criterios: alta exposición a sequías y/o inundaciones (CENAPRED, 2016), proporción de actividades agropecuarias superior al 70% (SIAP, 2018) y presencia de infraestructura, soporte técnico y otros programas o proyectos gestionados por AGRICULTURA o alguno de sus organismos sectorizados.





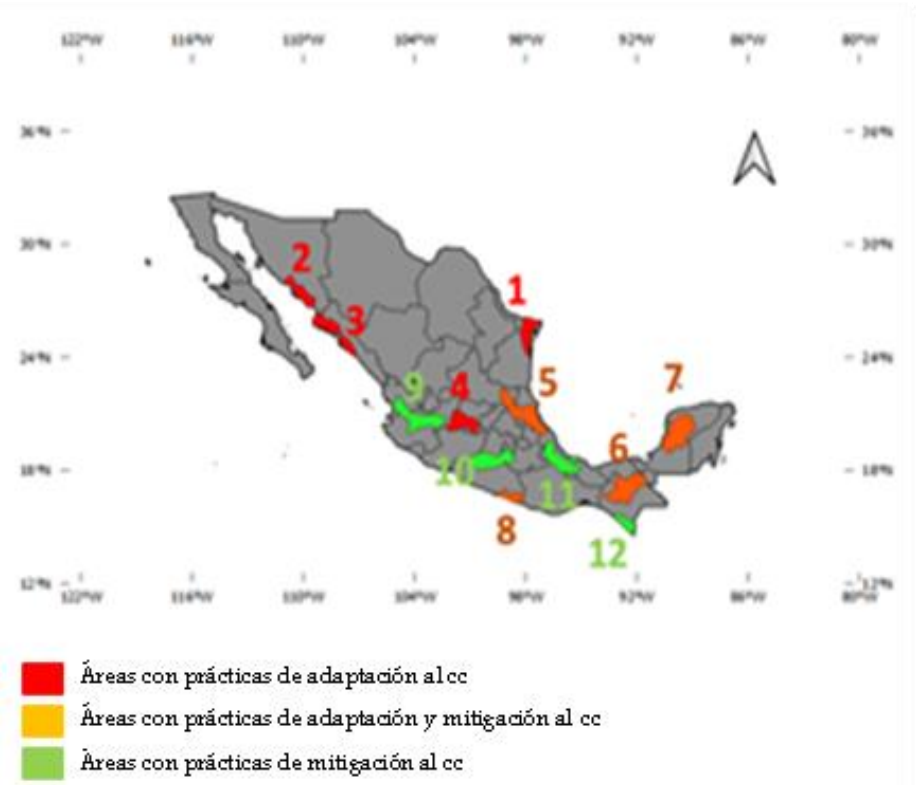


Figura 1. Territorios identificados con potencial de intervención.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El aumento del carbono orgánico en los suelos mejora la fertilidad y la productividad de los suelos agrícolas (FAO, 2017). En la propuesta, las áreas identificadas con potencial de intervención directa con prácticas de recarbonización de suelos suman 115,000 hectáreas distribuidas en 157 municipios. En éstas se fomentará la transición del sector agropecuario hacia un desarrollo productivo bajo en emisiones y resiliente al cambio climático. En un contexto de paisaje, se espera que esta transición, basada principalmente en prácticas de manejo sostenible de suelos (e.g,. labranza reducida, cobertura constante de suelo, rotación de cultivos o cabezas de ganado), repercuta en una mejora de la calidad de los recursos naturales en su conjunto, generando mejores condiciones no sólo en lo que a las actividades agropecuarias se refiere, sino también en las áreas forestales y el bienestar de las poblaciones.

Los 157 municipios seleccionados en las tres categorías de intervención contemplan tanto paisajes con suelos fértiles y profundos, con mayor contenido de materia orgánica y nutrientes, como los feozems, luvisoles y vertisoles (INEGI, 2013), así como regiones con suelos poco profundos y poco desarrollados, donde las prácticas de recarbonización contribuirían a mejorar su fertilidad y a aumentar las reservas de carbono. De igual forma, en algunos de los municipios identificados predominan pequeños productores, de menos de 5 hectáreas, y en otros son más comunes las unidades de producción con extensiones incluso mayores a 20 hectáreas. La selección de territorios da cabida a la heterogeneidad de

paisajes agropecuarios, sistemas de producción y aspectos culturales que se observan en México. El reconocimiento y atención de la heterogeneidad de sistemas y del contexto específico local es fundamental en cualquier proyecto impulsado por el Estado, dado que representa la vía para alcanzar un desarrollo justo y equitativo en el país (Place et al. 2022).

De esta manera, en las áreas seleccionadas y ubicadas en zonas de baja estabilidad climática y bajo potencial de captura de carbono se propusieron primordialmente medidas de adaptación: en las unidades de producción orientadas al mercado, existe la oportunidad de apoyar con el asesoramiento técnico para reducir los costos de producción a través del uso óptimo de fertilizantes y el manejo del estiércol, mientras que en unidades pequeñas de subsistencia se propuso apoyar con viveros para producir semillas de cultivos de cobertura, construcción de terrazas, plantación de barreras vivas, etcétera.

Por su parte, en las zonas con baja estabilidad climática y alto potencial de captura de carbono, las medidas propuestas están orientadas tanto a la adaptación como a la mitigación. Tanto en pequeñas como en grandes unidades de producción, el fomento de sistemas agroforestales, silvopastoriles, incorporación de residuos de cosecha en suelos y reducción del uso del fuego, entre otros, representan acciones que, en función del tipo de suelo y clima de la región, proveen de un alto potencial para la captura de carbono tanto en suelos como en la masa vegetal.

En las zonas con alta estabilidad climática y alto potencial de captura de carbono, se propusieron medidas de mitigación por captura de carbono en suelos. Las medidas que se identificaron están orientadas tanto a sistemas de producción intensivos como extensivos. En los sistemas intensivos como la caña de azúcar, la propuesta se centra en promover la cosecha en verde, así como la reducción de fertilizantes sintéticos en favor de los biofertilizantes. Esto último también fue propuesto para los cultivos de café y pastizales, ya sean de unidades de producción intensivas o extensivas.

CONCLUSIONES

El enfoque sistémico adoptado en este trabajo permite reconocer las oportunidades y restricciones que representan los diferentes actores, intereses e interacciones en un sistema. A diferencia de un enfoque sectorial, esta aproximación se complementa totalmente con la visión de paisaje o territorio, generando propiedades emergentes complementarias a las que se derivan de las acciones concretas del proyecto.

Por su parte, la degradación de los suelos representa un problema global y su conservación es una responsabilidad de la sociedad en su conjunto. Los suelos sanos otorgan servicios ambientales que se traducen en bienes públicos es decir, bienes que son aprovechados por todo mundo, sin exclusión alguna. Por ello, los esfuerzos encaminados a su conservación o recuperación, así como de cualquier otro recurso, debe considerar un enfoque sistémico que integre diferentes niveles y dimensiones de acción, y procurar la interacción efectiva entre productores, gobierno, academia y sector social y privado.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Guillermo Peralta, Luciano Elias di Paolo, Gerardo Ríos Sais, Denisse González Villacis, Sol Ortiz García y Mario Pérez Hernández por haber participado en el





diseño y elaboración de la selección de sitios de la nota conceptual que trata este documento y que fue sometida al Fondo Verde del Clima.

BIBLIOGRAFÍA

Bunge, Mario (2008) *Filosofía y Sociedad*. Siglo XXI, México.

Cotler, H; Martínez, M; Etchevers, J. (2016) *Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y políticas públicas*. Terra Latinoam [online]. 2016, vol.34, n.1, pp.125-138.

CENAPRED (2016) *Indicadores Municipales de Peligro, Exposición y Vulnerabilidad*. Disponible en: http://www.atlasnacionalderiesgos.gob.mx/archivo/indicadores-municipales.html

CONABIO (2019). *Índice de estabilidad climática 2015-2039 RCP 4.5, escala: 1:250000*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. CDMX, México.

FAO. 2017. Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura Roma, Italia

FAO. 2019. Recarbonization of Global Soils. A tool to support the implementation of the Koronivia Joint Work on Agriculture. Rome.

FAO. 2022. *Global Soil Organic Carbon Sequestration Potential Map – SOCseq* v.1.1. Technical report. Rome.

INEGI, 2013. *Conjunto de datos de Perfiles de suelos*. Escala 1:250 000. Serie II (Continuo Nacional). INEGI. https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825266707.

Place F, Niederle P, Sinclair F, Carmona NE, Guéneau S, Gitz V, Alpha A, Sabourin E and Hainzelin E. 2022. Agroecologically-conducive policies: A review of recent advances and remaining challenges. Working Paper 1. Bogor, Indonesia: The Transformative Partnership Platform on Agroecology.

SIAP (2018). *Frontera Agrícola Serie III*. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Disponible en: https://idegeo.centrogeo.org.mx/layers/geonode%3Af_agr_adesur/layer_info_metadata

RECARBONIZACIÓN DE SUELOS A TRAVÉS DE LA APLICACIÓN DE BIOCARBÓN EN CULTIVOS DE TRIGO DE MICHOACÁN MÉXICO

Lenin Ejecatl Medina-Orozco [1]; Alexander Sánchez Duque[1]

[1]Tecnológico Nacional de México/I.T. Valle de Morelia. Carretera Morelia Salamanca km 6.5. Morelia, Michoacán, México. CP. 58100. Autor de correspondencia: leninmed@gmail.com

RESUMEN

El uso del biocarbón en la agricultura se ha utilizado para aumentar la producción, teniendo beneficios adicionales en las propiedades físicas y químicas del suelo; adicionalmente, un potencial del biocarbón es la recarbonización y formación de suelos negros. El objetivo del presente estudio fue evaluar el potencial del biocarbón en el rendimiento de un trigo bajo riego y el potencial de recarbonización del suelo en Michoacán. El biocarbón se obtuvo de biomasa seca de olotes de maíz usando un reactor de pirólisis. El estudio fue realizado en macetas de 1.9 L con un diseño experimental en bloques completos al azar con veinte plantas cada uno. El biocarbón se aplicó en suelos arcillosos representativos de las zonas productoras y se aplicó a razón de 1% (T1) con base en el peso del suelo seco y un control 0% (T0). La dosis de fertilización fue 240_N-50_P-50_K. Los resultados indican un incremento significativo en el rendimiento del trigo de 7.4 t ha^{-1} en T1 con respecto a 7.0 t ha^{-1} del control (T0). El peso de 1000 granos presentó valores de 33 g y 32 g en T1 y T0 respectivamente. El peso hectolítrico fue de 75.5 (T1) y 73.3 (T0). Se obtuvo que la cantidad potencial de biocarbón que se podría almacenar en el suelo a razón de 1 % es de 25.4 t ha^{-1}. Se concluye que el biocarbón es una alternativa viable para aumentar la producción de trigo y para la recarbonización del suelo en el estado de Michoacán.

PALABRAS CLAVE*: Recsoil, secuestro de carbono, suelos negros.*

INTRODUCCIÓN

El biocarbón es resultado de la quema en condiciones controladas de la biomasa a temperaturas de entre 300 a 700 °C con condiciones de oxígeno restringido. Este proceso es conocido como pirólisis lenta y se refiere al carbón negro producido para gestionar el carbono como tecnología alternativa de mitigación del cambio climático, además de ser aplicado en suelos agrícolas como mejorador de las características físicas y químicas para aumentar la productividad (Scholz *et al.*, 2014). Adicionalmente, se han descrito suelos negros de alta fertilidad como producto de la adición antrópica de carbón vegetal, cenizas y otros residuos en la región del amazonas y que funcionan como reservorios de carbono (Lombardo *et al.*, 2022) Los biocarbones en la agricultura derivan de diversos tipos de biomasas con variaciones físicas y químicas por lo cual cada biocarbón es diferente. Se ha documentado que el biocarbón derivado de residuos de maíz presenta una tasa de transformación rápida (2 h a 500 °C) y puede tener Capacidad de Intercambio Catiónico de 14.4 cmol kg^{-1} a pH 7 (Chen *et al.*, 2019). Los beneficios del biocarbón en la agricultura han sido sintetizados por Purakayastha *et al.* (2019), quienes sugieren que mejora la densidad





aparente del suelo, principalmente en aquellos con tendencia a compactarse, favorece la agregación de las partículas minerales, aumenta la porosidad, la retención de agua, la conductividad hidráulica y la infiltración. Respecto a la química del suelo, modifica el pH y acrecienta la disponibilidad de los nutrientes, eleva la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), mantiene en mayor cantidad y durante mayor tiempo los nutrientes de forma disponible para las plantas, reduce la lixiviación al absorberlos sobre su superficie y favorece la absorción por las raíces (Kätterer *et al.,* 2019). Nelissen *et al.* (2012) sugieren que acelera la transformación del nitrógeno en el corto plazo, y de este modo, aumenta la biodisponibilidad para las plantas. Aumenta la disponibilidad de nitratos, principalmente en suelos ácidos, pero también se ha observado que en el corto tiempo (< 1 mes), se reduce el nitrógeno inorgánico del suelo y posteriormente se da un incremento debido posiblemente al C del biocarbón; siendo lo anterior, un efecto multifactorial aún no comprendido completamente (Nguyen *et al.*, 2017). Las partículas de biocarbón, proporcionan superficies reactivas donde los iones N y P se retienen en los sitios de intercambio y en donde son transformados por la biomasa microbiana del suelo, modulando la disponibilidad de N y P para los cultivos (Gul y Whalen, 2016). Kätterer *et al.* (2019) sugieren que la adición constante durante diez años de biocarbón en suelos de Kenia, generó un incremento de 1.17 t ha^{-1} de grano, con respecto al testigo regional. En sitios bajo cultivos convencionales por más de 80 años y en donde la productividad se ha reducido en un 66%, se observó un aumento significativo en la producción después de la enmienda (Kimetu *et al.*, 2008). El objetivo del presente estudio fue evaluar el potencial del biocarbón para la recarbonización del suelo y su efecto en el rendimiento de un trigo de riego en Michoacán.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en una región de cultivos de trigo en las coordenadas 19°40´10.92´´N y 101°12´38.93´´O a 1923 msnm. El suelo corresponde a un Vertisol pélico (INEGI, 2000). El clima es del tipo templado subhúmedo con lluvias en verano temperatura promedio de 19 °C y precipitación de 796 mm anuales (A)Cb(w_1)(w)(e)g (García, 2004). El diseño experimental consistió en tres bloques completos al azar, con un tratamiento (T1) y un control (T0); cada unidad experimental consistió de una maceta de plástico de 1.9 L con 20 macetas por bloque y un total de 60. El tratamiento consistió en la aplicación de 1% de biocarbón con base en el peso de suelo seco y un control 0% (T0). Cada maceta tuvo 600g de suelo seco tamizado por malla de 2mm y se adicionaron 6g de biocarbón finamente triturado. El biocarbón se obtuvo a partir de biomasa de olotes de maíz fabricado en un reactor de pirólisis. Previo a la siembra se realizó un riego a saturación, la siembra que fue el día 13 de diciembre del 2020. La semilla de trigo utilizada fue Urbina S2007 variedad semienana, de ciclo vegetativo intermedio, de grano blanco con fines para la industria harinera (Solís *et al*., 2008). El riego de los trigos se realizó diariamente a razón de 100 mL de agua por maceta, lo anterior para tener plantas sin restricción de agua (Pereira *et al*., 2015). El manejo de organismos plaga del suelo se realizó con la aplicación de Imidacloprid granulado con dosis al 4 %. La dosis de fertilización para todas las macetas en ambos tratamientos fue de 240_N-50_P-50_K, usando como fuentes sintéticas; sulfato de amonio y triple

17. En la siembra se realizó la primera aplicación con sulfato de amonio (3.4g/maceta), y la segunda 15 días después con triple 17 (1g/maceta). Las variables fueron medidas con base en el manual del CIMMyT (CIMMyT, 1995). El trigo fue cosechado al momento en que alcanzó la madurez fisiológica. El rendimiento del trigo se calculó a partir del peso del grano seco y ajustado a un valor comercial de 14%. Para extrapolar el rendimiento por hectárea se consideró el valor de la densidad de siembre promedio de 309 espigas/m^2 (Solís *et al*., 2008). Se pesaron 100 semillas por tratamiento con diez repeticiones para obtener el peso de 1000 granos. La humedad del grano se determinó por la técnica modificada de secado en microondas de Walde *et al*. (2002). La determinación del peso hectolítrico (kg/hL) fue de acuerdo con la Norma NMX-FF-043-SCFI-2003. La cantidad de biocarbón potencialmente incorporable se realizó a una razón de 1% con base en el peso del suelo seco y una densidad aparente promedio de 1.27 g cm^{-3} y una profundidad de 20 cm. El análisis estadístico fue la prueba de Anova de una vía con prueba de Tukey-Kramer y alfa de 0.5 y normalidad de Ryan-Joiner. Se utilizó el programa Minitab® versión 17.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente estudio se encontró que el efecto del biocarbón en T1, incrementó el rendimiento de trigo significativamente con 7.4 t ha^{-1} con respecto al control (T0) que fue de 7.0 t ha^{-1} (Cuadro 1). Los resultados se presentaron en el mismo sentido para el peso de 1000 granos de trigo que sugieren mayor peso por grano en el T1 y el peso hectolítrico; es decir, sugiere un grano de mayor tamaño. Los resultados anteriores, podrían estar relacionado con la mayor disponibilidad del nitrógeno en el suelo como efecto de la aplicación del biocarbón (Li *et al*., 2019) y sugiere una mejor nutrición de la planta (Kätterer *et al*., 2019), lo cual podría reflejarse en el incremento del tamaño del grano y coincide con lo reportado en la literatura. Onasanya *et al*., 2009 reportaron diferencias significativas en el peso de grano por planta posterior a la aplicación del biocarbón al suelo.

Cuadro 1. Variables agronómicas evaluadas en trigo como respuesta a la aplicación de biocarbón en el suelo.

Variable de respuesta	T1	T0	Valor de la *p*
Rendimiento (t ha^{-1})§	7.4 (0.1) a	7.0 (0.2) b	0.002
Peso de 1000 granos (g)	33 (0.5) a	32 (0.9) b	0.003
Peso hectolítrito (kg/hL)	75.5 (0.05) a	73.3 (0.09) b	0.000

*Letras diferentes en las filas indican diferencias significativas de las medias por Tukey-Kramer y un alfa de 0.05; los valores entre paréntesis indican la desviación estándar de los datos.

Por otro lado, Kätterer *et al*. (2019) y Li *et al*. (2019), sugieren que la respuesta de las plantas a la aplicación de la enmienda de biocarbón, se presenta después del segundo año, tiempo para que el biocarbón reaccione con el suelo, lo que podría tener un efecto mayor en el segundo ciclo. Algunas de las tareas pendientes a futuro son: probar diversas dosis de biocarbón que sean fácilmente alcanzables por los productores, evaluar los efectos del biocarbón a mediano y largo plazo -actualmente se están procesando resultados de segundo

ciclo agrícola en temporal-, medir los cambios físicos y químicos del suelo después de la enmienda y valorar la absorción de nutrientes por la planta a través de análisis foliares. Finalmente, la cantidad de biocarbón requerido para alcanzar el 1 % es de aproximadamente 25.4 t ha^{-1}.

CONCLUSIONES

La aplicación de biocarbón a tasa de 1% presentó un efecto positivo en el rendimiento del trigo de 7.4 en T1 y 7.0 en T0. El peso del grano y peso hectolítrico presentaron la siguiente tendencia, T1 > T0; el potencial de biocarbón almacenado podría ser de 25.4 t ha^{-1} como una práctica potencial para la recarbonización del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Chen, X., Q. Lin, M. Rizwan, X. Zhao and G. Li. 2019. Steam explosion of crop straws improves the characteristics of biochar as a soil amendment. *Journal of Integrative Agriculture*, 18(7): 1486–1495. doi: 10.1016/S2095-3119(19)62573-6.

CIMMYT. 1995. *Manejo de los ensayos e informe de los datos para el Programa de Ensayos Internacionales de Maíz del CIMMYT*. CIMMYT, México, D.F.

García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5a ed. Instituto de Geografía, UNAM, México D.F.

Gul, S. and J. K. Whalen. 2016. Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 103: 1–15. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.08.001.

INEGI. 2000. Edafología. Espacio y datos de México. https://www.inegi.org.mx/app/mapa/espacioydatos/default.aspx (accessed 8 November 2020).

Kätterer, T., D. Roobroeck, O. Andrén, G. Kimutai, E. Karltun, H. Kirchmann, G. Nyberg, B. Vanlauwe, and K. Röing de Nowina. 2019. Biochar addition persistently increased soil fertility and yields in maize-soybean rotations over 10 years in sub-humid regions of Kenya. *Field Crops Research*, 235: 18–26. doi: 10.1016/j.fcr.2019.02.015.

Kimetu, J.M., J. Lehmann, S.O. Ngoze, D.N. Mugendi, J.M. Kinyangi, S. Riha, L. Verchot, J. W. Recha, and A. N. Pell. 2008. Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems*, 11(5): 726. doi: 10.1007/s10021-008-9154-z.

Lombardo, U., Arroyo-Kalin, M., Schmidt, M., Huisman, H., Lima, H. P., de Paula Moraes, C., ... & Teixeira, W. G. (2022). Evidence confirms an anthropic origin of Amazonian Dark Earths. *Nature communications*, 13(1), 1-6.

Li, Y., Z. Li, S. Cui, S.X. Chang, C. Jia, and Q. Zhang. 2019. A global synthesis of the effect of water and nitrogen input on maize (*Zea mays*) yield, water productivity and nitrogen use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology*, 268: 136–145. doi: 10.1016/j.agrformet.2019.01.018.

Nelissen, V., T. Rütting, D. Huygens, J. Staelens, G. Ruysschaert, and P. Boeckx. 2012. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 55: 20–27. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.05.019.

Nguyen, T. T. N., C.-Y. Xu, I. Tahmasbian, R. Che, Z. Xu,X. Zhou, H. M. Wallace, and S. H. Bai. 2017. Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis. *Geoderma*, 288: 79–96. doi: 10.1016/j.geoderma.2016.11.004.

NMX-FF-043-SCFI-2003. 2003. Productos alimenticios no industrializados para consumo humano-cereal-cebada maltera (*Hordeum vulgare* L. y *Hordeum distichum* L.)-especificaciones y métodos de prueba.

Onasanya, R. O., O.P. Aiyelari, A. Onasanya, S. Oikeh, F. E. Nwilene, and O. O. Oyelakin. 2009. Growth and yield response of maize (*Zea mays* L.) to different rates of nitrogen and phosphorus fertilizers in Southern Nigeria. *World Journal of Agricultural Sciences,* 5(4): 400–407.

Pereira, L. S., Allen, R. G., Smith, M., and Raes, D. 2015. Crop evapotranspiration estimation with FAO56: Past and future. *Agricultural Water Management*, 147, 4–20. doi:10.1016/j.agwat.2014.07.031

Purakayastha, T. J., T. Bera, D. Bhaduri, B. Sarkar, S. Mandal, P. Wade, S. Kumari, S. Biswas, M. Menon, H. Pathak, and D. C. W. Tsang. 2019. A review on biochar modulated soil condition improvements and nutrient dynamics concerning crop yields: Pathways to climate change mitigation and global food security. *Chemosphere* 227: 345–365. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.03.170.

Scholz, S. M., T. Sembres, K. Roberts, T. Whitman, K. Wilson, and J. Lehmann. 2014. *Biochar systems for smallholders in developing countries: Leveraging current knowledge and exploring future potential for climate-smart agriculture*. The World Bank, Washington, DC.

Solís Moya, E., Huerta Espino, J., Pérez Herrera, P., Ramírez Ramírez, A., Villaseñor Mir, H. E., Espitia Rangel, E., y Borodanenko, A. 2008. Urbina S2007: nueva variedad de trigo harinero para la región 'El Bajío'. *Agricultura técnica en México*, 34(1), 113-118.

Walde, S ., Balaswamy, K., Velu, V., and Rao, D. 2002. Microwave drying and grinding characteristics of wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of Food Engineering*, 55(3), 271–276. doi:10.1016/s0260-8774(02)00101-2

Yang, F., Sui, L., Tang, C., Li, J., K. Cheng and Xue, Q. 2021. Sustainable advances on phosphorus utilization in soil via addition of biochar and humic substances. Science *of The Total Environment*, 145106. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145106

JALES MINEROS, UN RECURSO DE MICROORGANISMOS CON POTENCIAL PARA MEJORAR EL CRECIMIENTO VEGETAL

[1]Caliope Mendarte-Alquisira;[1]Alejandro Alarcón; [2]Eduardo González-Valdez

[1]Área de Microbiología. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km. 2 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México. México. cma.asgmc@gmail.com
[2]Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán. C. de Santiago Tapia 403, Centro, 58000 Morelia, Michoacán, México.

RESUMEN

Los jales mineros son residuos con elementos potencialmente tóxicos, sin embargo, pueden ser un recurso para el aislamiento de microorganismos con capacidad de promover el crecimiento vegetal. En el presente trabajo se aislaron, purificaron y caracterizaron microorganismos con capacidad de producir ácido indolacético (AIA) y sideróforos, fijar nitrógeno, y solubilizar fosfatos, a partir de jales mineros de la exminera Dos Estrellas en Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, México. Las cepas bacterianas identificadas como 3, 4, 5, 9, 20, 21 y 22 y los actinomicetos A, B, C y D exhibieron la capacidad de producir AIA y sideróforos, además de fijar nitrógeno y solubilizar fosfatos, por lo que podrían ser candidatos para combinarlos con plantas empleadas en la fitoextracción de metales o en la restauración de suelos con residuos mineros.

PALABRAS CLAVE: *ácido indolacético; actinomicetos; bacterias; producción de sideróforos; solubilización de fosfatos*

INTRODUCCIÓN

Diversos sitios donde se realizó minería se encuentran abandonados debido al cese de las actividades, dejando residuos, conocidos como jales mineros, expuestos al ambiente (Thavamani *et al*., 2017). En México existen varias zonas exmineras y algunas cuentan con museos para visitar, por ejemplo, el Museo Dos Estrellas en Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, donde se observan jales mineros. Los jales mineros son reservorios que contiene desechos tóxicos como resultado del usos de diversos químicos durante la actividad minera. El mayor reto en la recuperación de los sitios con jales mineros es el establecimiento de organismos superiores como las plantas (Wang *et al*., 2017). El establecimiento de las plantas en estos ambientes se debe a su capacidad para tolerar compuestos tóxicos y también, a la presencia de microorganismos promotores del crecimiento vegetal (Wang *et al*., 2017). Los microorganismos pueden promover el crecimiento vegetal de manera directa a través de la estimulación en la producción de fitohormonas, la fijación de nitrógeno atmosférico, solubilización de fosfatos, producción de hormonas de crecimiento del tipo auxinas como el ácido indolacético (AIA), la producción de sideróforos y de manera indirecta a través de la producción de enzimas hidrolíticas o la producción de antibióticos para suprimir el crecimiento de microorganismos fitopatógenos (AbdElgawad *et al*., 2020; Goswami *et al*., 2016; Olanrewaju *et al*., 2017; Wang *et al*., 2017). Por lo anterior, el objetivo del presente

trabajo fue aislar, purificar y caracterizar microorganismos a partir de jales mineros de la exminera Dos Estrellas en Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, México, para su potencial uso en la mejora del crecimiento vegetal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un muestro en la zona Dos Estrellas en Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, México, lugar donde se realizó minería del año 1899 al 1959. Actualmente la zona es considerada un pueblo mágico donde se puede visitar el Museo de la Mina de Dos Estrellas. Se colectaron seis muestras de 10 kg de jales mineros, en las coordenadas 19° 48′ 20.4696″ N y 100° 9′ 39.8016″ O (Figura 1). y se realizó la caracterización física y química del jal muestreado (Cuadro 1).



Figura 1. Sitio de muestreo en Dos Estrellas, Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, México.

Cuadro 1. Características físicas y químicas del jal minero, Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, México

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Textura	Franco arenosa	Limo (%)	21.0	P (mg kg^{-1})	5.80
Color seco	10YR 8/2 Marrón muy claro	Arena (%)	72.2	CIC ($cmol_{(+)}kg^{-1}$)	3.10
Color húmedo	10YR 5/6 Marrón amarillento	Arcilla (%)	6.3	Na ($cmol_{(+)}kg^{-1}$)	0.37
Da (gcm^{-3})	1.37	CO (%)	0.90	K ($cmol_{(+)}kg^{-1}$)	0.03
pH	6.8	MO (%)	1.54	Ca ($cmol_{(+)}kg^{-1}$)	0.15
CE (dSm^{-1})	2.53	N (%)	0.007	Mg ($cmol_{(+)}kg^{-1}$)	1.54

Para el aislamiento de microorganismos a partir de las muestras colectadas se tomaron 10 g de muestra, se mezclaron con 90 mL de solución isotónica, se realizaron diluciones seriadas y se inocularon 200 µL en cajas Petri con agar nutritivo (por triplicado). Se aislaron y purificaron bacterias y actinomicetos que fueron sometidos al análisis cualitativo, para determinar su capacidad de producir ácido indolacético y sideróforos, fijar nitrógeno y solubilizar fosfatos.

La producción de ácido indolacético (AIA) se realizó en medio Luria Bertani (LB) suplementado con Triptófano en caja Petri (Bric et al., 1991). Las bacterias se inocularon por estría cruzada y los actinomicetos por piquete, y se incubaron a 28 ± 1 °C por 72 h. La presencia de AIA se detectó por la coloración rosa del medio después de agregar 1 mL de reactivo de Salkowski (2 mL de $FeCl_3$ 0.5 M en 100 mL de ácido perclórico al 35%) e incubar las cajas por 30 min a temperatura ambiente en total oscuridad.

La producción de sideróforos se detectó utilizando medio de cultivo Cromo Azul S (CAS) (Louden *et al.*, 2011). Los microorganismos aislados y purificados se propagaron en caldo nutritivo, en agitación (200 rpm) por 15 días a 28 ± 1 °C. Después, se centrifugaron a 7000 rpm por 15 min y el pellet formado se lavó tres veces con agua desionizada. Se inocularon 10 µL de la suspensión de cada cepa en cajas Petri conteniendo el medio CAS y los actinomicetos se inocularon por piquete. Los cultivos se incubaron 15 días a 28 ± 1 °C. La producción de sideróforos se consideró positiva por la presencia de un halo alrededor de las cepas inoculadas.

La solubilización de fosfatos se realizó utilizando medio de cultivo suplementado con hidroxiapatita [Ca_{10} $(PO_4)_6$ $(OH)_2$] (Mouradi *et al.*, 2017). Se inocularon 10 µL de suspensión de bacterias y los actinomicetos se inocularon por piquete, y se incubaron a 28 ± 1 °C por 15 días. La solubilización de fosfatos se consideró positiva por la presencia de un halo transparente alrededor de la inoculación.

Se determinó la capacidad de los microorganismos de fijar nitrógeno cualitativamente utilizando el medio de cultivo semisólido libre de nitrógeno (Nfb) en tubo (Baldani *et al.*, 2014). Los microorganismos se inocularon por piquete y se dejaron incubar por 15 días a 28 ± 1 °C. La prueba se consideró positiva por el cambio de color verde esmeralda a azul en el medio de cultivo. Cada prueba se realizó por triplicada para cada cepa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los jales mineros contienen diversos compuestos (metales y metaloides) que pueden provocar toxicidad en los organismos. Sin embargo, varios microorganismos tienen la capacidad de adaptarse a las condiciones de estrés por contaminantes tóxicos (Thavamani *et al.*, 2017). Se aislaron 26 cepas de bacterias y 4 cepas de actinomicetos a partir de las muestras colectadas del jal minero y a cada cepa se le asignó una clave para su seguimiento inicial.

La diversidad microbiana en jales mineros tiene complejos ciclos de vida, metabolismo y captura de nutrientes (Thavamani *et al.*, 2017). Por lo anterior, se evaluó la capacidad de las cepas aisladas y purificadas para caracterizar su actividad fisiológica relacionada con el mejoramiento del crecimiento vegetal, y vislumbrar su posible aprovechamiento en la fitoextracción de metales con interés económico o en la restauración de sitios contaminados

con residuos mineros. De acuerdo con las pruebas cualitativas realizadas, 12 cepas bacterianas (1, 3, 4, 5, 9, 15, 16, 17, 20, 21, 22 y 24) y cuatro cepas de actinomicetos (A, B, C y D) fueron capaces de producir AIA (Figura 2a). El AIA es la auxina más relevante producida por los microorganismos y esta hormona es uno de los principales mecanismos que promueven el crecimiento vegetal, ya sea para fines agrícolas y para uso en la fitorremediación (Olanrewaju *et al*., 2017).

El fósforo (P) es esencial para el desarrollo de las plantas; sin embargo, en el suelo, el P en su mayoría existe en forma mineral insoluble y sólo una pequeña cantidad de éste es soluble (0.1%) (Mouradi *et al*., 2017). Algunos microorganismos pueden solubilizar P a partir de diferentes fuentes de fosfatos insolubles. En el presente trabajo, el 75% de las bacterias aisladas (cepas 1, 2, 3, ,4, 5, 6, 10, 11, 12, 13, 14, 19, 20, 21, 22, 23, 25 y 26) y los cuatro actinomicetos (A, B, C y D) mostraron la capacidad de solubilizar fosfato a partir de hidroxiapatita (2b), una de las fuentes de fosfatos poco solubles (0.3 mg L^{-1}) (Mouradi *et al*., 2017). En ambientes mineros la población microbiana es diferente con respecto a suelos normales, y estos microorganismos se adaptan para poder capturar los nutrientes necesarios para asegurar su supervivencia (Thavamani *et al*., 2017).

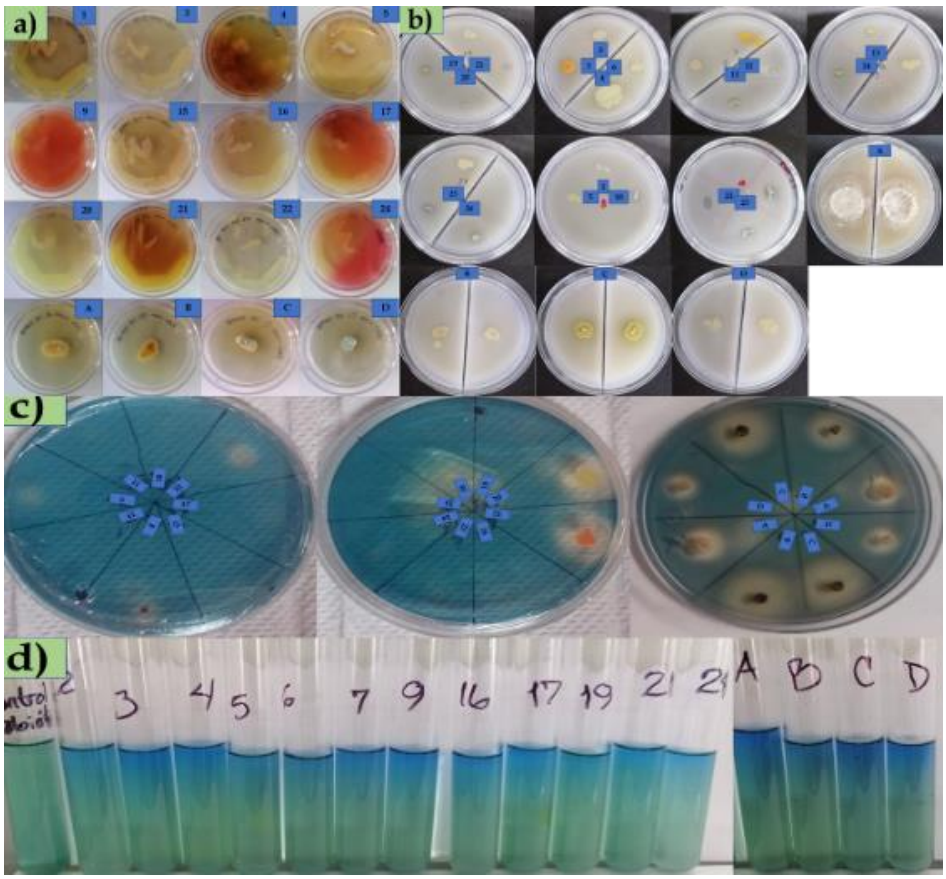


Figura 2. Cepas bacterianas y de actinomicetos, aislados de jales mineros de la exminera Dos Estrellas en Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, México, capaces de (a) producir ácido

indolacético, (b) solubilizar fosfatos a partir de hidroxiapatita, (c) producir sideróforos y (d) fijar nitrógeno.

Respecto a la producción de sideróforos, sólo cinco cepas bacterianas (cepas 8, 9, 20,21 y 22) y los cuatro actinomicetos (A, B, C y D) tuvieron la capacidad de producirlos (Figura 2c). Los sideróforos son pequeños péptidos con cadenas funcionales que se pueden unir a iones férricos, se les conoce como quelantes de hierro; así, los microorganismos productores de sideróforos pueden quelar el hierro del medio evitando la proliferación de microorganismos fitopatógenos (Goswami *et al.*, 2016).

Por otro lado, 12 de las cepas bacterianas (2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 16, 17, 19, 21 y 24) y los cuatro actinomicetos (A, B, C y D) mostraron capacidad de fijar nitrógeno (Figura 2d). El nitrógeno es un elemento esencial para los organismos ya que constituye gran parte de la estructura de las proteínas y otros compuestos necesarios para su desarrollo (Olanrewaju *et al*., 2017). A pesar de que el nitrógeno gaseoso ($N_{2(g)}$) es abundante en la atmósfera, éste no es accesible para las plantas, quienes lo necesitan en forma de amonio. La conversión de $N_{2(g)}$ a amonio por bacterias, es esencial para otros organismos (Olanrewaju *et al*., 2017; Thavamani *et al*., 2017).

Las bacterias promotoras del crecimiento vegetal mejoran el desarrollo de las plantas a través de la fijación de $N_{2(g)}$ en sitios hostiles como los jales mineros (Olanrewaju *et al*., 2017). Además de las bacterias, los actinomicetos tienen la capacidad de fijar $N_{2(g)}$ y mejorar el crecimiento vegetal, por lo que pueden ser considerados como biofertilizantes (AbdElgawad *et al.*, 2020).

Los microorganismos obtenidos tienen la capacidad de realizar al menos una de las actividades evaluadas. Las cepas 3, 4, 5, 9, 20, 21y 22 tuvieron la capacidad producir AIA y solubilizar fosfatos, el grupo anterior también fijó nitrógeno, a excepción de las cepas 20 y 22, además las cepas 9, 20, 21 y 22 también produjeron sideróforos. Los cuatro actinomicetos (A, B, C y D) mostraron reacción positiva a las cuatro pruebas evaluadas.

CONCLUSIONES

Varios de los microrganismos aislados y purificados a partir de muestras de jales mineros de la exminera Dos Estrellas en Tlalpujahua de Rayón, Michoacán, México, tienen capacidades cualitativas para promover el crecimiento vegetal a través de la producción de ácido indolacético y sideróforos y de la fijación de nitrógeno y solubilización de fosfatos, las más sobresalientes son las cepas 3, 4, 5, 9, 20, 21 y 22 y los actinomicetos A, B, C y D porque tienen más de dos características cualitativas promotoras del crecimiento vegetal. Por lo anterior, estos microorganismos pueden ser candidatos para su posible uso en combinación con plantas empleadas en la fitorremediación para fitoextraer metales de interés o recuperar sitios contaminados con residuos mineros.

BIBLIOGRAFÍA

AbdElgawad H, Abuelsoud W, Madany MMY, Selim S, Zinta G, Mousa ASM, Hozzein WN. 2020. Actinomycetes Enrich Soil Rhizosphere and Improve Seed Quality as well as Productivity of Legumes by Boosting Nitrogen Availability and Metabolism. Biomolecules. 10(12): 1675. doi: 10.3390/biom10121675

Baldani JI, Reis VM, Videira SS, Boddey LH & Baldani VLD. 2014. The art of isolating nitrogen-fixing bacteria from non-leguminous plants using N-free semi-solid media: a practical guide for microbiologists. Plant and Soil. 384(1-2): 413–431. doi:10.1007/s11104-014-2186-6

Bric JM, Bostock R, Silverstone SE. 1991. Rapid In Situ Assay for Indoleacetic Acid Production by Bacteria Immobilized on a Nitrocellulose Membrane. Appl Environ Microbiol. 57(2): 535–538. doi: 10.1128/aem.57.2.535-538.1991

Goswami D, Thakker JN, Dhandhukia PC, Tejada-Moral M. 2016 Portraying mechanics of plant growth promoting rhizobacteria. (PGPR): a review. Cogent Food Agric 2:1127500

Louden BC, Lynne AM & Haarmann D. 2011. Use of Blue Agar CAS Assay for Siderophore Detection. Journal of Microbiology & Biology Education. 12(1): 51–53. doi: 10.1128/jmbe.v12i1.249M

Mouradi M, Kadmiri IM, Amehdar L, Latrach L, Hilali A. 2017. Assessing hydroxyapatite biosolubilization by bacterial strains isolated from EL Halassa Khouribga P deposit. Mor. J. Chem. 5(4): 697-707

Olanrewaju OS, Glick BR, Babalola OO. 2017. Mechanisms of action of plant growth promoting bacteria. World J Microbiol Biotechnol. 33:197. doi 10.1007/s11274-017-2364-9

Thavamani P, Samkumar RA, Satheesh V, Subashchandrabose SR, Ramadass K, Naidu R, Venkateswarlu K, Megharaj M. 2017. Microbes from mined sites: Harnessing their potential for reclamation of derelict mine sites. Environmental Pollution 230: 495-505 doi: 10.1016/j.envpol.2017.06.056

Wang L, Ji B, Hu Y, Liu R, Sun W. 2017. A review on in situ phytoremediation of mine tailings. Chemosphere 184: 594-600. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.025

APORTE DE LA HOJARASCA AL CICLADO DE NUTRIENTES EN DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO DE CACAO (*Theobroma cacao* L.)

Karen Marlene Losantos-Ramos [1,2]; Isabel Morales Belpaire [2,3], Patricia Amurrio[1,2], Laura Armengot[2]

[1] Unidad de Suelos, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, Campus Universitario Cota Cota c/27, La Paz, Bolivia. Dir. Postal: 10077- Correo Central *Autor de correspondencia: karen.losantos.ramos@gmail.com

[2] Instituto de Investigaciones de Agricultura Orgánica (FiBL), Ackerstrasse 113, 5070 Frick, Suiza.

[3] Instituto de Biología Molecular y Biotecnología, Universidad Mayor de San Andrés, Campus Universitario Cota Cota c/27, La Paz, Bolivia. Dir. Postal: 10077- Correo Central

RESUMEN

Se ha realizado un seguimiento de la descomposición de hojarasca en diferentes sistemas de cultivo de cacao, con la finalidad de determinar su aporte al ciclado de nutrientes, utilizando bolsas de descomposición. Se observó poco efecto del sistema sobre la velocidad de descomposición, excepto para el caso de los sistemas agroforestales donde la mezcla de hojarasca utilizada tuvo velocidad de descomposición levemente mayor que en el caso de la mezcla utilizada en sistemas sucesionales. A los 4 meses de descomposición, no se observó efecto significativo del tipo de sistema o del tipo de bolsa empleada sobre los parámetros medidos, excepto para el caso de potasio donde la malla mayor de las bolsas de inclusión habría permitido mayor lixiviado.

PALABRAS CLAVE: *agroforestería; biomasa; ciclo de nutrientes; descomposición de hojarasca; litterbags*

INTRODUCCIÓN

El creciente uso de suelos para fines agrícolas y otros ha causado un impacto negativo en muchos ecosistemas debido a la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos por procesos de homogeneización biótica (Freire, Crouzeilles & Barreto, 2019). La agroforestería manejada de forma sustentable podría constituirse en una opción con menos efectos negativos dado que integra producción y conservación (Freire, Crouzeilles & Barreto, 2019; Marconi & Armengot, 2020), permite además la captura de carbono y la recuperación de suelos y agua (Béliveau et al., 2017). Varios trabajos reportan que el manejo orgánico de los cultivos tendría menor impacto negativo e incluso podría permitir mejoras en las propiedades del suelo (Araújo, Santos, & Monteiro, 2008). Sin embargo, a pesar de los años en que se promueve la agricultura orgánica y agroforestal, es aún poca la información experimental sobre los procesos que conllevan a dichos efectos (Krishna & Mohan, 2017).

Los ciclos de nutrientes asumen un importante rol en los ecosistemas y pueden ser evaluados para conocer algunas ventajas medioambientales de diferentes sistemas de cultivo. Una vía de retorno de nutrientes esencial para el suelo es a través de la hojarasca, la cual es fundamental para el ciclo de carbono y nitrógeno en los trópicos (Krishna & Mohan, 2017). El proceso de descomposición de la hojarasca permite cubrir los requerimientos

inmediatos de las plantas en cuanto a nutrientes, así como la acumulación de materia orgánica (Krishna & Mohan, 2017), proceso que depende de varios factores como: el sistema de cultivo (Han et al., 2011), la biomasa microbiana presente (Martini et al., 2019), composición química propia de la hojarasca (Krishna & Mohan, 2017), la cantidad de nutrientes presentes en el suelo, la edad del cultivo factores climáticos entre otros (Cuchietti et al., 2014).

El proyecto "Comparación a largo plazo de sistemas agrícolas en los trópicos para la producción del cacao (*Theobroma cacao L.*)" ha establecido un ensayo a largo plazo en el Alto Beni (La Paz, Bolivia), con la finalidad de comparar diferentes sistemas de producción de cacao. El objetivo del presente trabajo es el de determinar cuál es el efecto que tienen los diferentes sistemas de producción de cacao sobre la descomposición de hojarasca y su aporte al ciclado de nutrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de Estudio

El área de estudio se sitúa en la región de Alto Beni (La Paz, Bolivia), sus coordenadas son 15°27'36''S y 67°28'17''O (Figura 1). Se encuentra a 380-400 m de altitud, suelos de clases Lixisol y Luvisol según la clasificación de la FAO. El promedio anual de temperatura, precipitación y humedad corresponde a 25ºC, 1439 mm y 83% respectivamente, con una época húmeda marcada entre octubre y marzo y época seca entre abril a septiembre (Alfaro-Flores et al., 2015).

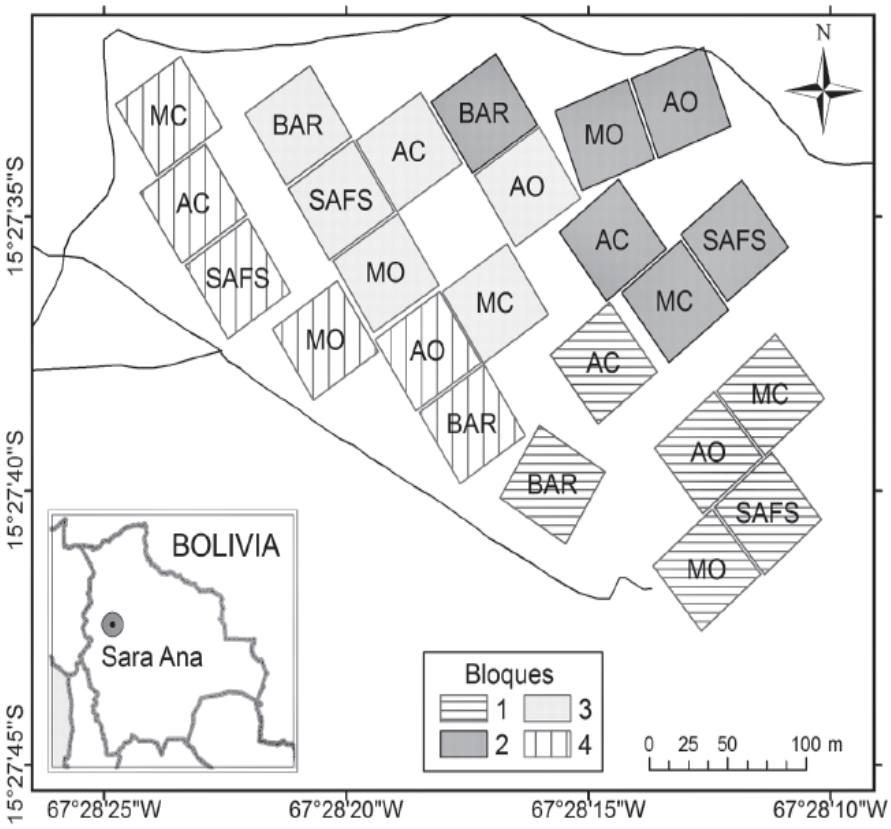


Figura 1: Mapa del ensayo de "Comparación de sistemas de producción de cacao a largo plazo" en Sara Ana, Depto. La Paz, Bolivia. AO: Agroforestal orgánico, AC: Agroforestal convencional, BAR: Barbecho, MO: Monocultivo orgánico, MC: Monocultivo convencional, SAFS: Sistema agroforestal sucesional (Fuente: Naoki et al., 2017).

Descripción del ensayo y diseño de Muestreo

El ensayo de comparación de sistemas de producción de cacao a largo plazo se inició en 2008 y cuenta con 24 parcelas de 48 x 48 m contando con los siguientes sistemas de cultivo de cacao: monocultivo convencional (MC), monocultivo orgánico (MO), agroforestal convencional (AC), agroforestal orgánico (AO) y sistema agroforestal sucesional (SAFS). Para cada sistema de cultivo, se cuenta con cuatro réplicas repartidas en un diseño de bloques aleatorizados.

Degradación de hojarasca

La degradación de hojarasca en los cinco sistemas de cultivo se evaluó a través del análisis de bolsas de degradación (litterbags). Se prepararon bolsas con aproximadamente 15g de hojarasca fresca de cacao, bolsas con 15g de hojarasca representativa de los sistemas agroforestales (Mezcla 1) que contenían hojarasca de cacao, eritrina, musa, inga en proporción 10:3:1:1 en peso y bolsas con 15 g hojarasca representativa de las parcelas SAFS (Mezcla2) que contenían hojarasca de cacao, garcinia, inga, musa, swartzia, copoazú en proporción 8:1,5:1:1:2,5:1 en peso. Se emplearon dos tipos de bolsas, las de exclusión (E, malla menor a 1 mm) y las de inclusión (I, malla mayor a 1 mm).

Las bolsas se colocaron a 1 m de 2 árboles de cacao escogidos al azar en cada parcela. En las parcelas con monocultivos, se dispusieron 3 bolsas de inclusión con hojarasca de cacao y 3 bolsas de exclusión con hojarasca de cacao alrededor de cada uno de los árboles escogidos. Para las parcelas agroforestales, adicionalmente se colocaron 3 bolsas de inclusión y 3 bolsas de exclusión con la Mezcla 1 alrededor de los árboles seleccionados. Finalmente, para las parcelas SAFS se colocaron 3 bolsas de inclusión y 3 bolsas de exclusión con la Mezcla 2 alrededor de los árboles seleccionados además de las bolsas de cacao. Las bolsas fueron colocadas en abril 2021.

Cada cuatro meses durante un año, se colectaron de cada árbol una bolsa de inclusión y una de exclusión con cacao para las parcelas con monocultivo. Para las parcelas agroforestales y SAFS también se colectaron una bolsa de inclusión y una de exclusión con las mezclas correspondientes de hojarasca de cada árbol. Se determinó el peso fresco y se realizó el secado en estufa a 65ºC para determinar el peso seco. Pasado esto las muestras fueron pulverizadas y homogeneizadas. Posteriormente se realizaron los análisis de laboratorio para la determinación de carbono por protocolo de combustión húmeda, fósforo por el método de azul de molibdato (Colpaert & Van Tichelen, 1996), potasio por el método de calcinación, lignina y celulosa por método Klason modificado para muestras vegetales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El peso seco del contenido de las diferentes bolsas ha mostrado una disminución gradual, perdiéndose entre 50-60% a lo largo de un año de estudio. En el caso de las bolsas que contenían únicamente hojarasca de cacao, no se observan diferencias marcadas en cuanto a la velocidad de descomposición según sistema e incluso según tipo de bolsa (Figura 2). Para el caso de las bolsas que contenían mezclas, se observa una velocidad de descomposición

levemente mayor en los sistemas agroforestales (Mezcla 1), sobre todo en las bolsas de inclusión, respecto a la velocidad en los sistemas SAFS (Mezcla 2).

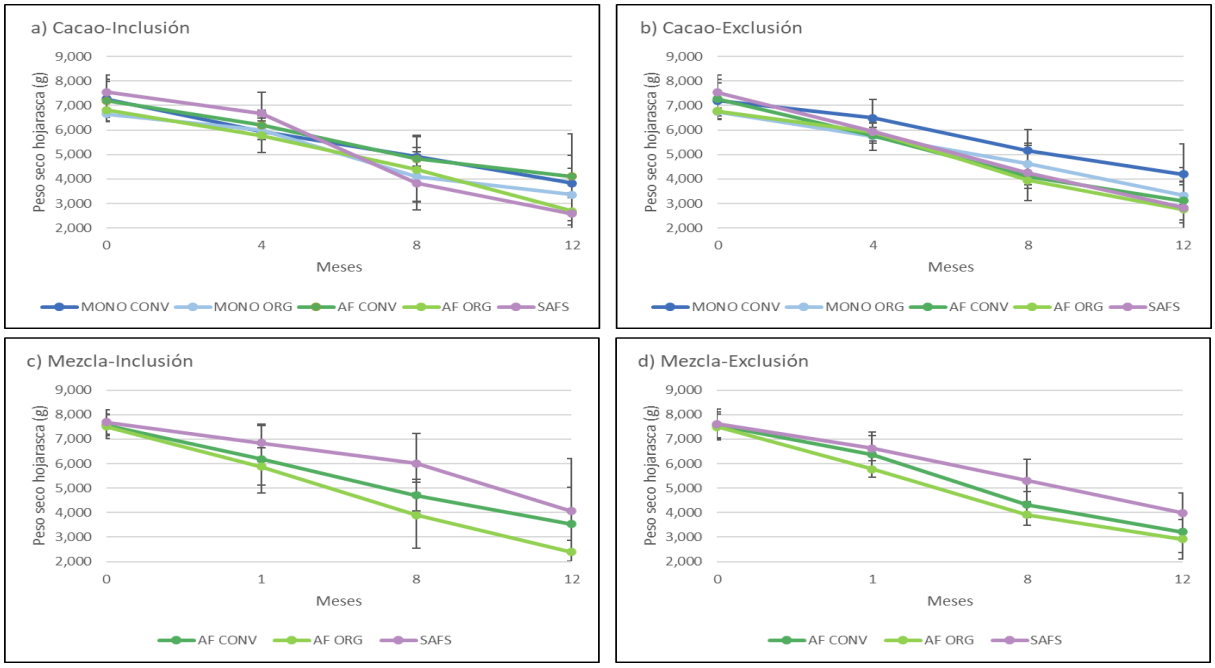


Figura 2: Variación del peso seco de hojarasca por tratamiento, tipo de hojarasca (cacao o mezcla) y tipo de bolsa (inclusión o exclusión).

Entre los componentes estudiados entre la hojarasca de cacao y las mezclas de hojarasca no se tienen diferencias marcadas (Cuadro 1). Los valores registrados para fósforo y potasio son similares a los reportados por Perez-Flores et al. (2018). Luego de 4 meses de descomposición, se observa una alta variabilidad en cuanto a los valores obtenidos para los parámetros estudiados, que se refleja en los valores elevados de desviaciones estándar (Cuadro 2).

Cuadro 1: Masa inicial de los diferentes componentes de hojarasca contenidos en las bolsas de descomposición (promedio +/- desviación estándar).

Tipo	C (g)	P (mg)	K (mg)	Celulosa (g)	Lignina (g)
Cacao	3,6±0,3	5,7±2,1	75,8±4,9	1,5±0,4	5,7±2,1
Mezcla 1	3,7±0,2	6,1±1,9	101,7±2,4	1,9±0,5	2,3±0,5
Mezcla 2	3,7±0,8	4,5±1,6	83,9±7,0	1,7±0,5	2,7±0,9

Cuadro 2: Masa de los diferentes componentes de hojarasca contenidos en las bolsas luego de cuatro meses de descomposición (promedio +/- desviación estándar).

Tipo de Sistema	Tipo de hojarasca	Tipo de bolsa	C (g)	P (mg)	K (mg)	Celulosa (g)	Lignina (g)
MONO CONV	Cacao	E	2,6±0,5	5,1±1,6	49,4±28,7	1,3±1,0	2,7±1,0
MONO ORG	Cacao	E	2,0±0,6	6,0±3,0	40,1±28,7	1,3±0,6	2,1±1,1
AF CONV	Cacao	E	2,5±0,5	4,5±1,8	54,1±36,4	1,9±1,3	1,9±0,8
AF ORG	Cacao	E	2,4±0,7	5,4±3,4	61,4±39,1	1,8±1,2	2,6±0,7
SAFS	Cacao	E	2,1±0,4	3,8±1,1	22,0±13,7	1,1±0,8	2,5±1,1
MONO CONV	Cacao	I	2,4±0,6	5,9±1,9	40,3±26,8	1,6±1,1	2,6±1,0
MONO ORG	Cacao	I	2,3±0,6	6,2±3,8	33,4±22,9	1,8±1,8	2,5±0,9
AF CONV	Cacao	I	2,2±0,5	5,0±1,4	29,1±13,3	1,9±1,0	2,4±1,3
AF ORG	Cacao	I	2,0±0,3	4,0±1,4	25,2±21,4	1,8±1,1	2,0±1,1
SAFS	Cacao	I	2,1±0,8	5,5±2,6	35,9±28,3	1,5±1,1	2,6±2,1
AF CONV	Mezcla 1	E	2,5±0,2	4,6±0,9	47,6±29,9	1,7±0,7	2,2±0,9
AF ORG	Mezcla 1	E	2,2±0,4	4,3±0,9	36,1±17,6	1,4±0,6	2,5±0,7
SAFS	Mezcla 2	E	2,7±0,6	3,7±1,2	47,0±43,3	1,6±0,9	3,1±1,5
AF CONV	Mezcla 1	I	2,3±0,6	4,9±2,2	21,3±11,6	2,1±1,2	1,7±0,6
AF ORG	Mezcla 2	I	1,9±0,6	3,5±1,0	24,4±22,6	1,7±1,0	2,0±1,0
SAFS	Mezcla 2	I	2,5±0,7	4,0±1,3	26,4±16,7	1,2±0,8	3,5±1,1

Para el caso del cacao, luego de los cuatro meses de descomposición, no se observó efecto significativo del sistema de cultivo sobre ninguno de los componentes estudiados, sugiriendo que la presencia de diferentes entornos en el caso de monocultivos y sistemas agroforestales, así como de manejo orgánico o convencional no afecta la descomposición de este tipo de hojarasca. De igual forma, el tipo de bolsa no mostró tener efecto sobre los valores registrados, salvo para el caso del potasio en cuyo caso se obtuvieron valores significativamente menores en las bolsas de inclusión por lo que la presencia de invertebrados en las bolsas de inclusión no sería determinante para la descomposición. El potasio, al ser muy lábil, podría ser lixiviado con mayor facilidad a partir de las bolsas de inclusión que tienen malla más ancha. En el caso de las bolsas con mezclas, tampoco se ha observado diferencias significativas según tipo de sistema de cultivo, excepto para el caso del carbono orgánico donde se observó una diferencia entre sistemas convencional y orgánico.

CONCLUSIONES

El seguimiento de la pérdida de peso de hojarasca de cacao y de mezclas de hojarasca mediante bolsas de descomposición en los diferentes sistemas de cultivo mostró que se tiene poco efecto del sistema sobre la velocidad de descomposición, excepto para el caso de los sistemas agroforestales donde la mezcla de hojarasca utilizada tuvo velocidad de descomposición levemente mayor que en el caso de la mezcla utilizada en los sistemas SAFS.





A los 4 meses de descomposición, no se observó efecto significativo del tipo de sistema o del tipo de bolsa empleada sobre los parámetros medidos con la excepción del potasio que podría haber sido más fácilmente lixiviado de las bolsas de malla mayor. Los invertebrados que podrían ingresar a las bolsas de inclusión parecen tener un rol menor en la descomposición.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue desarrollado dentro del marco del proyecto a largo plazo implementado por Instituto de Investigación para la Producción Orgánica (FiBL), Ecotop, Instituto de Ecología y Piaf-El Ceibo con apoyo financiero del FiBL. Agradecemos al personal de la estación biológica Sara Ana por su apoyo durante la etapa de campo como a los ayudantes de campo.

BIBLIOGRAFÍA

Alfaro-Flores, A., Morales-Belpaire, I., & Schneider, M. (2015). Microbial biomass and cellulase activity in soils under five different cocoa production systems in Alto Beni, Bolivia. Agroforestry Systems, 89(5), 789-798.

Freire S., P. Z., Crouzeilles, R. & Barreto S., J. (2019). Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Forest.Forest ecology and management,433,140-145.

Krishna, M. P., & Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems: a review. Energy, Ecology and Environment, 2(4), 236–249.

Marconi, L., & L., Armengot. (2020). Complex agroforestry systems against biotic homogenization: The case of plants in the herbaceous stratum of cocoa production systems. Agriculture, Ecosystems & Environment, No. 287, pp. 9.

Martini, F., Xia, S.-W., Yang, X., & Goodale, U. M. (2019). Small-scale and multi-species approaches for assessing litter decomposition and soil dynamics in high-diversity forests. Applications in Plant Sciences, 7(4), pp. 11.

Pérez-Flores, J., Arias Perez, A., Primo Suarez, Y., Calderón Bolaina, V., López Quiroga, A. (2018) Leaf litter and its nutrient contribution in the cacao agroforestry systems. Agroforestry Systems, volume 92, pp. 365–374.

LABRANZA DE CONSERVACIÓN EN SUELOS ÁRIDOS: VALORACIÓN ECONÓMICA DEL CULTIVO DE PITAHAYA EN EL VALLE DE TEHUACAN.

Casandra Hernández Ramírez[1]; Daniel Alejandro Pacheco-Rojas[2]; Francisco López Galindo[1]; Ana Muñoz-Flores[1]; Fernando Ayala-Niño[1].

[1]Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Av. De los Barrios No. 1 Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla de Baz, Estado de México.
[2]Facultad de Economía. Circuito Escolar Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, CDMX.

RESUMEN

El método de valoración contingente se basa en la valoración de los beneficios de una mejora ambiental de acuerdo con la cantidad monetaria que los beneficiarios potenciales de dicha mejora estarían dispuestos a pagar. El presente estudio estableció una valorización contingente para hallar un valor monetario del servicio ambiental que el suelo provee en la producción de Pitahaya bajo condiciones de manejo y sin manejo. El Ingreso Mensual Familiar (IMF) es bajo en los ambos tipos de manejo, teniendo un promedio de $5 583.33 pesos, muy por debajo a lo reportado por el INEGI donde se indica que el IMF en México es de 16 mil 769 pesos al mes y durante el periodo de cultivo el IMF incrementa a $34 626 pesos. Sin embargo, la disposición a contribuir al servicio ambiental fue de cero pesos, ya que hubo factores que mermaron la disponibilidad a pagar (DAP). Los productores argumentan la nula aportación voluntaria para la conservación del servicio ambiental que provee el suelo debido a los nulos apoyos que reciben por parte del gobierno, por lo que prefieren usar ese ingreso en el gasto familiar corriente, por otra parte, existe también un grupo de productores que consideran una buena medida el pago por el cuidado del suelo sin ofrecer una cantidad específica. Se recomienda establecer estudios más específicos para conocer el valor ambiental de los cultivos asociados a los suelos de las regiones áridas y semiáridas de México.

PALABRAS CLAVE: *Disposición a paga; servicios ambientales; valorización contingente*; *hylocereus spp.*; *pitahaya*

INTRODUCCIÓN

La degradación de los suelos es uno de los más graves problemas ambientales (FAO, 2007). Algunas actividades humanas han reducido la capacidad del suelo de realizar sus funciones naturales y en consecuencia los servicios que proporciona a la sociedad. Los servicios ambientales (SA), también conocidos como servicios ecosistémicos (SE), son los beneficios tangibles e intangibles generados por los ecosistemas que proporcionan beneficios al ser humano (MEA, 2005). Los suelos aportan múltiples servicios ambientales entre los que destacan los servicios de Provisión (alimento y agua potable); Regulación (regulación climática y control de erosión) y Soporte (formación de suelo, ciclaje de nutrientes). Entre los servicios de provisión, la producción global de alimentos constituye

un elemento fundamental para la humanidad (PNUMA, 2000). El suelo solo se concibe como soporte de infraestructura, como base de actividades económicas, así como sitios de desarrollo urbano, agrícola e industrial que favorece su fragmentación y aislamiento, logrando así que la degradación del suelo sea considerada como el mayor problema ambiental que amenaza la producción global de alimentos (FAO, 2007). En las zonas áridas y semiáridas que se localizan en el norte y en algunas partes del centro de México (SIAP, 2015), los contenidos de carbono y capacidad de fijación de CO_2 son muy bajos, sin embargo, una de las opciones mejor valoradas es la introducción de prácticas de manejo compatibles con el ambiente y el cultivo a trabajar conocida como la labranza de conservación, generando cultivos más sanos y suelos con mayor calidad incrementando la disponibilidad de nutrientes y agua debido a la materia orgánica contenida (Hernández *et al.*, 2014; Gómez-Limón y Barreiro-Hurlé, 2012). El cultivo de la pitahaya (*Hylocereus sp*) conocido como fruta de dragón, es una planta proveniente del Perú (Verona-Ruiz *et al*., 2013) que se ha se adaptado a suelos poco profundos, así como a la poca disponibilidad de agua en el suelo, por lo que el cultivo de *Hylocereus. spp* ha sido ampliamente documentado para la región del Valle de Tehuacán. La presente investigación busca evaluar económicamente la producción de pitahaya y su relación directa en los distintos tipos de manejo a través de la aplicación de labranza de conservación, logrando visualizar de forma económica la importancia del suelo y la importancia de su conservación y de los servicios ecosistémicos, los cuales pueden ser considerados como externalidades positivas en la medida que repercuten favorablemente en el bienestar de la sociedad en su conjunto (Gómez-Limón y Barreiro-Hurlé, 2012).

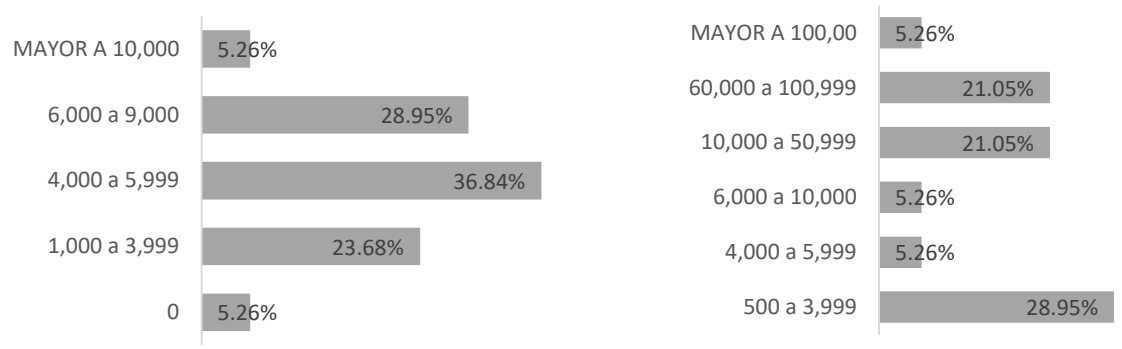
MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio se llevó a cabo en el Valle de Tehuacán, en los municipios de Zapotitlán Salinas, Colonia San Martín, Coatepec, San Luis Atolotitlán y Caltepec en el estado de Puebla de Zaragoza (Martínez-Carrasco y Ibarra, 2011). Para ello, se diseñó un cuestionario acorde con el método de valoración contingente, el cual es utilizado para valorar los beneficios de una mejora ambiental de acuerdo con la cantidad monetaria que los beneficiarios potenciales de dicha mejora estarían dispuestos a pagar (DAP), así como en la recopilación y análisis de datos multicriterio. El cuestionario se dividió en tres bloques: (1) variables socioeconómicas, (2) condiciones actuales del cultivo y (3) disposición a contribuir en forma monetaria para evitar el deterioro del servicio ambiental por captura de carbono (Flores et al., 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente trabajo se encuestaron 38 personas, de las cuales el 50% realizan acciones de manejo (como fertilización, uso de agroquímicos, uso de maquinaria, entre otros) y el 50% restantes no realizan estas actividades. El Ingreso Mensual Familiar (IMF) promedio de la población encuestada fue de $5 583 pesos. En contraste, el Ingreso Mensual Familiar Durante el Cultivo (IMFDC) fue de $34 626 pesos. El intervalo con más representantes estuvo entre los $2 000 a $3 000 pesos, con 28.9 por ciento del total (Fig. 1). Cabe resaltar que el ingreso mensual familiar en México es de 16 mil 769 al mes (INEGI, 2020), durante el

periodo que va de otoño a principios de primavera, lo que sugiere que una familia promedio percibe ingresos adicionales de forma intermitente sólo por 5 meses.



(a) Ingreso Mensual Familiar (b) Ingreso Mensual Familiar durante el cultivo

Figura 1. Intervalos de IMF de los agricultores de pitahaya en el Valle de Tehuacán en el 2021.

La disposición a contribuir en forma monetaria para evitar el deterioro del servicio ambiental por captura de carbono fue de cero pesos. Los principales factores que mermaron la Disposición a Pagar fueron principalmente dos factores. El primero es debido a que el cultivo de Pitahaya no presenta ningún tipo de manejo, es decir, no utilizan agroquímicos, ni se presenta uso de maquinarias externas a las convencionales de un cultivo de traspatio presentando un mínimo de gastos asociados al cultivo. La segunda explicación indica que el cultivo de Pitahaya no es de subsistencia, razón principal por la que los encuestados indicaron que no obtenían remuneración económica de la producción, puesto que es principalmente para autoconsumo.

Los que respondieron que sí les gustaría aportar y no revelaron ningún valor acotaron que en el supuesto que se destine un monto, este debe ser adecuado al tamaño del cultivo y necesidades de este, así como que sea organizado por cada productor, ya que ellos mismos aseguran que cada uno se encarga de su producción.

Con respecto al método de la Valoración Contingente, el 100% de los encuestados no revelaron un monto que refleje su disposición a pagar, bajo el argumento de que "No hay apoyos existentes por parte del gobierno para el campo", así como "la influencia de la economía familiar". Estos argumentos sugieren que los productores prefieren disponer de esos recursos para su economía familiar, en lugar de ingresarlo a su cultivo. Los que dijeron que sí estarían dispuestos a pagar no arrojaron ningún monto, solo que les parece adecuado un pago por el cuidado del suelo.

CONCLUSIONES

Los productores de pitahaya de la región de la mixteca poblana no están dispuestos a pagar por el servicio que provee el suelo, como lo demuestra el hecho de que la disponibilidad a pagar arrojada es igual a cero pesos. En los escenarios hipotéticos donde

los agricultores estaban dispuestos a contribuir voluntariamente, el más aceptado fue *La contribución voluntaria se canaliza a un grupo de agricultores que se hagan responsables del cuidado del suelo para evitar su deterioro,* el cual recibió un 39.4 por ciento de aprobación por parte de los agricultores. Si bien no se revela un valor específico, su preferencia se inclina a canalizar dinero a un grupo que disperse los recursos a los distintos agricultores a pesar de que se reconoce la importancia de conservar el bien que les provee el suelo para su cultivo. Los agricultores conocen perfectamente los contaminantes, así como las posibles causas del deterioro del suelo y la importancia que tienen los servicios ecosistémicos en el desarrollo de sus cultivos. A futuro se recomienda la aplicación de mayor cantidad de estudios aplicados a mayor escala, podrían llevarse a cabo valoraciones de este tipo en diferentes cultivos de pitahaya o cualquier otro cultivo de importancia económica, inclusive haciendo comparaciones entre localidades, municipios o estados que presenten condiciones áridas o semiáridas en la producción.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Biol. María Luisa Martínez por su apoyo en el trabajo de campo y la elaboración de las encuestas con las comunidades involucradas.

BIBLIOGRAFÍA

Flores, R., González-Guillén, M., y de los Santos-Posadas, M. (2010). Valoración económica del servicio recreativo del parque Hundido de la Ciudad de México. Región y sociedad, 22(47), 123-144.

Gómez-Limón, J., y Barreiro-Hurlé, J.(2012). Valoración económica de las técnicas sostenibles de manejo del suelo en el olivar andaluz. Cuadernos de economía, 35(99), 158-171.

Hernández., et al. (2014). Carbono orgánico del suelo en rodales silvícolas del ejido La Victoria, Pueblo Nuevo, Durango. Investigación y Ciencia, 22(63), 5-11.

INEGI.(2020). Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos de los Hogares (ENIGH). Nueva Serie.

PNUMA. (2000). PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente; 2000), Annual Review, Nairobi, Kenia.

FAO. (2007). Carbon sequestration in drylands. Report on World Soil Resources, No.102. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). Ecosystems and human well-being: Our human planet. Summary for Decision Makers. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press.Washington, DC, USA

SIAP.(2015). Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera. Disponible en: http://www.sagarpa.gob.mx/quienesomos/datosabiertos/siap/Paginas/default.aspx (Visitado el 2 de Julio del 2022).

Verona-Ruiz., et al. (2020). Pitahaya (Hylocereus spp.): Cultivo, características fisicoquímicas, composición nutricional y compuestos bioactivos. Scientia Agropecuaria, 11(3), 439-453.

REPRODUCCIÓN MASIVA DE ESPECIES FORESTALES EN TECNOSOLES DE DESECHOS URBANOS PARA LA CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE BOSQUES

[1]Lucy Mora Palomino, [2]Miguel Ángel Delgado Reyes, [1*]Blanca Lucía Prado Pano, [1]Thalita Fernanda Abbruzzini, [1]Luisa Tinoco

[1]Instituto de Geología, Departamento de Ciencias Ambientales y del Suelo, Laboratorio de Edafología Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 04510, México.
[2]Comision de Recursos Naturalez y Desarrollo Rural, Secretaria del Medio Ambiente, Dirección
*Blanca Prado <bprado@geologia.unam.mx>

RESUMEN

La Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENADR) desarrolla planes de manejo sustentables que incluyen actividades como producción forestal y reforestación, lo que atiende a temas prioritarios en la Agenda 2030. Sin embargo, se ha estado utilizando *peat moss* adicionado de fertilizantes minerales como sustrato para la reproducción masiva de especies forestales, lo que es costoso y poco sustentable. El reuso de residuos de la construcción civil representa una oportunidad para generar sustratos fértiles para la reproducción de especies que apoyen los programas de reforestación, en particular en las zonas presionadas por el desarrollo urbano. El objetivo de este estudio fue evaluar la construcción de Tecnosoles como alternativa al uso de *peat moss*, reduciendo así los costos y el impacto ambiental en la reproducción masiva de especies forestales. Se estableció un experimento en vivero durante un año, con 5 Tecnosoles producidos a partir de desechos de construcción y demolición (RCD) y enmiendas orgánicas. En estas, se evaluó el crecimiento de 5 especies forestales: *Dodonaea viscosa*, *Pinus hartwegii, Fraxinus uhdeí, Prunus serotina* y *Salix bonplandiana* en un diseño completamente al azar. El desempeño de *F. udheí* y *S. bonplandiana* fue menos sensible al tipo de sustrato, y comparando entre Tecnosoles, T1 (concreto + residuos de poda + compost) y T4 (excavación + residuo de poda + compost) mostraron un desarrollo ligeramente mejor de las especies forestales evaluadas, abriendo una oportunidad de valorización de los RCD como alternativa al *peat moss* en los programas de reproducción masiva de especies forestales y revegetación en la CDMX.

PALABRAS CLAVE: *Conversación del suelo; Residuos Sólidos Urbanos; Peat moss; Reproducción forestal.*

INTRODUCCIÓN

La reforestación y restauración de áreas de conservación es un tema prioritario en la Agenda 2030, en particular en las zonas presionadas por el desarrollo urbano. En la zona conurbada de la Ciudad de México se llegó a reportar tasas de deforestación de 500 ha/año y de 300 ha/año de ocupación urbana en el año 2000 (GDF, 2003). Estos impactos obligan a las instituciones, como La Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENADR), llevar a cabo tareas sustantivas para fomentar acciones en materia de manejo

integral y sustentable de los territorios forestales de la cuenca del Valle de México, además del mantenimiento y recuperación de áreas verdes (avenidas, camellones, parques, jardines y estacionamientos) de la CDMX.

En viveros comerciales, la turba o *peat moss* ha sido generalmente usada mezclada con perlita o vermiculita. Las propiedades más atractivas del *peat moss* son la baja densidad y muy alta capacidad de retención de agua (Schwärzwe *et al.*, 2002). Actualmente, el uso de este material es muy cuestionado, ya que el precio incrementa constantemente al ser un recurso de importación no renovable (Hanson, 2003), y también porque su uso conlleva a modificaciones del hábitat natural de donde se extrae (Hanson, 2003; Barkhman, 1993). Arfaioli *et a*l. (2021) y Chong (2005) presentan experiencias de producir sustratos sustentables utilizando materiales alternativos al *peat moss*, entre ellos compost, biocarbón y otros residuos orgánicos de diferente orígen. Chong (2005) menciona que todos los materiales son susceptibles a ser usados, lo importante es identificar las proporciones adecuadas de las mezclas, evitando altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos y altas concentraciones de sales.

Por su parte, la CDMX genera hasta 14000 ton/día de residuos de construcción y demolición (RCD) (SEDEMA, 2020). Estos residuos son poco aprovechados y generalmente terminan dispuestos en tiraderos clandestinos (Lomeli, 2022). Varios trabajos han mostrado la capacidad de reuso de RCD para la construcción de tecnosuelos (Deeb *et al.*, 2019; Prado *et al.*, 2020) y otros materiales como ladrillos y biocarbón (Nehls *et al.*, 2013). Por lo tanto, el reuso de estos materiales para la reproducción de especies forestales abre una oportunidad de valorización de los RCD como alternativa al *peat moss*, actualmente utilizado como sustrato en los programas de reproducción masiva de especies forestales y revegetación en la CORENADR.

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la factibilidad de construir Tecnosoles que puedan cubrir las necesidades de la etapa de reproducción masiva de las especies forestales en viveros, sustituyendo con esto el uso de materiales naturales importados, reduciendo así los costos y el impacto ambiental en la reproducción masiva de especies forestales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño experimental

Se llevó a cabo un experimento en las instalaciones de la CORENADR, en la Alcaldía de Xochimilco, CDMX, con el cultivo de las siguientes especies forestales: 1) *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq.; 2) *Pinus hartwegii* Lindl.; 3) *Fraxinus uhdeí* (Wenz.) Lingelsh.; 4) *Prunus serotina* subsp. capuli (Cav.) McVaugh; y 5) *Salix bonplandiana* Kunth. Dichas especies se sembraron en 5 Tecnosoles distintos (T1 al T5) producidos a partir de la combinación de desechos de la construcción civil y enmiendas orgánicas **(Cuadro 1)** y en el tratamiento control comúnmente utilizado por la CORENADR (*peat moss*) para la reproducción masiva de éstas. El experimento se llevó a cabo con un diseño completamente al azar con todas las combinaciones especies de plantas (5) x tecnosoles (5) + 1 sustrato testigo (*peat moss*), totalizando 30 parcelas, cada una con 10 unidades experimentales.

Cuadro 1. Composición de los Tecnosoles y sustrato testigo. La mezcla se expresa en porcentaje en volumen (% v/v).

Tratamientos	Desechos de concreto	Desechos de excavación	Residuos de poda	Astillas de madera	Compost	Biocarbón
	- % -					
T1	30	-	30	-	40	-
T2	30	-	-	30	40	-
T3	-	30	-	30	40	-
T4	-	30	30	-	40	-
T5	30	-	-	20	40	10
Testigo	100% peat moss					

Componentes de los sustratos

Los desechos de concreto se obtuvieron de la compañía *Concretos Reciclados*, S.A. de C.V., la cual se dedica al reciclado de materiales de la construcción civil en la Ciudad de México. Los residuos de excavación consisten en desechos edáficos producto de la extracción de materiales en zonas urbanas, cuyo contenido principal es suelo y rocas. Los residuos de poda se generaron de los fragmentos de plantas como ramas, hojas, troncos, cortezas entre otros, producto de la limpieza de áreas verdes de la Alcaldía Xochimilco, y el compost se produjo de los desechos orgánicos de la misma alcaldía. La madera triturada y el biocarbón provinieron de la Planta de Compostaje de Ciudad Universitaria.

Monitoreo del crecimiento y desarrollo de las plantas

Se realizó el monitoreo de las siguientes variables: 1) frecuencia de emergencia, y 2) altura y diámetro de las plantas. La emergencia de plantas se evaluó a los 36 días tras la siembra de las plantas (mayo 2019), y la altura y diámetro de tallo se evaluaron a los 78 días tras la siembra de las plantas y al final del periodo experimental (mayo 2020). Para evaluar la emergencia de plantas se tomaron en cuenta todos los individuos de cada unidad experimental, y para la mediciones de altura de plantas y diámetro de tallo se seleccionaron al azar 5 individuos de cada unidad experimental.

Análisis físico-químicos de los Tecnosoles

Se caracterizaron los Tecnosoles recién preparados con respecto a la densidad aparente, densidad real y porosidad, pH, conductividad eléctrica (C.E.), contenidos de C orgánico, N total y P disponible. Al final del ciclo de los cultivos (antes de su trasplante a los sitios definitivos), se evaluaron los Tecnosoles respecto a la densidad aparente, pH, C.E. y concentraciones de N mineral, removiendo 3 unidades experimentales de cada combinación de tratamiento x especie.

Análisis estadístico de los datos

Los parámetros evaluados en el presente estudio fueron sometidos a un Análisis de Varianza para determinar las diferencias entre tratamientos (Tecnosoles y peat moss), y se aplicó la prueba de Tukey a un nivel de probabilidad del 5 % para las comparaciones entre tratamientos. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software R (R Core Team, 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Atributos físicos de los Tecnosoles y *peat moss*

El *peat moss* presentó las densidades aparente (D.A.) y real (D.R.) significativamente más bajas (0.20 y 0.40 g cm^{-3}, respectivamente) en comparación a los Tecnosoles T1 a T5 que, a su vez, prácticamente no difirieron entre ellos (D.A. y D.R. variando alrededor de 0.6 y 2.0 g cm^{-3}, respectivamente) en ambos parámetros. El tratamiento T2 (concreto + madera + compost) presentó la menor porosidad (63%), mientras que los tratamientos T5 (concreto + madera + compost + biocarbón) y *peat moss* presentaron mayor porosidad (alrededor de 70 %), y no difirieron entre ellos *(datos no mostrados)*. Este resultado tiene gran relevancia porque muestra el potencial del biocarbón en aumentar la porosidad del suelo, debido a que la estructura porosa del biocarbón contribuye al aumento del área superficial específica del suelo (Escalante et al., 2016).

Atributos físico-químicos de los Tecnosoles y *peat moss* en condiciones iniciales

El *peat moss* presentó pH ácido y difirió significativamente de los Tecnosoles, los cuales presentaron valores de pH alcalino, variando entre 7.3 (T1 y T4) y 7.9 (T3 y T5). La conductividad eléctrica inicial no difirió entre los tratamientos T1, T3 y T4, los cuales fueron superiores al *peat moss* y Tecnosoles T2 y T5. El *peat moss* presentó contenidos iniciales de C orgánico, N total y P disponible significativamente mayores en comparación a los Tecnosoles ($p < 0.05$) **(Cuadro 2)**.

Cuadro 2. Valores de pH, C.E., y contenidos de C orgánico, total y P disponible en los tratamientos evaluados (sustrato testigo *peat moss* y Tecnosoles T1 al T5) en condiciones iniciales. Los valores representan el promedio (error estándar), n = 2. Los valores promedio seguidos por la misma letra mayúscula se comparan entre tratamientos y no difieren por la prueba de Tukey al nivel de 5 % de probabilidad.

Tratamientos	pH (H_2O)	C.E.	C orgânico	N total	P disponible
		$\mu S\ cm^{-1}$	——— % ———		$mg\ kg^{-1}$
T1	7.3 B	5073 A	9.39 C	0.71 B	289.5 E
T2	7.8 AB	3698 B	9.44 C	0.77 AB	570.8 B
T3	7.9 A	5135 A	8.86 C	0.71 B	329.5 D
T4	7.3 B	5925 A	9.09 C	0.81 AB	314 E

T5	7.9 A	3507 B	13.46 B	0.86 A	348 C
Peat moss	5.0 C	2750 B	37.50 A	0.90 A	1035.4 A

Evaluación temprana del crecimiento y desarrollo de plantas

El tratamiento T4 (excavación + residuo de poda + compost) presentó el menor porcentaje de emergencia de *D. viscosa*, mientras que la emergencia de ésta en T5 (concreto + madera + biocarbón) no difirió del testigo. El tratamiento T3 (desechos de excavación + madera + compost) presentó el menor porcentaje de emergencia de *P. hartwegii*, mientras que la emergencia de ésta en T5 no difirió estadísticamente del testigo. El testigo presentó un porcentaje de emergencia de *P. serotina* 82 % mayor en comparación a los demás tratamientos, mientras que no hubo diferencias significativas en la emergencia de individuos de la misma especie entre los Tecnosoles **(Figura 1)**. El tratamiento T4 presentó el menor porcentaje de emergencia de *F. udheí*, mientras que T1 no difirió del testigo. Finalmente, el tratamiento T5 presentó el menor porcentaje de emergencia de *S. bonplandiana*, mientras que la emergencia de esta especie en T3 y T4 no difirieron del testigo **(Figura 1)**. En resumen, el tratamiento T4 presentó el menor porcentaje de emergencia (en 2 de las 5 especies forestales evaluadas), seguido por los tratamientos T3 y T5. Los resultados mencionados arriba demuestran una relación negativa entre la frecuencia de emergencia de plantas y los valores de pH y C.E. de los Tecnosoles, lo que está en acorde con estudios previos que han indicado que el incremento de la conductividad eléctrica reduce la retención de agua, afecta el proceso de imbibición de la semilla llevando a baja tasa de germinación y el retraso en la emergencia de plántulas (Chrysargyris *et al.*, 2017).

Respecto a la altura y diámetro iniciales de las plantas **(Figura 1)**, se observaron diferencias significativas entre el *peat moss* y los Tecnosoles para todas las especies en todos los periodos de evaluación. Comparando entre los Tecnosoles, los tratamientos T1 y T4 son los que presentaron un mejor crecimiento inicial de la mayoría de las especies en comparación a T2, T3 y T5 ($p < 0.05$), lo que indica que, a pesar de la menor frecuencia de emergencia, el crecimiento de las plantas que emergieron fue satisfactorio. Es importante señalar que el desempeño general de *S. bonplandiana* ha presentado una menor sensibilidad al tipo de sustrato en comparación a las demás especies, en las cuales se han encontrado mayores diferencias iniciales entre el testigo y los demás tratamientos **(Figura 1)**.

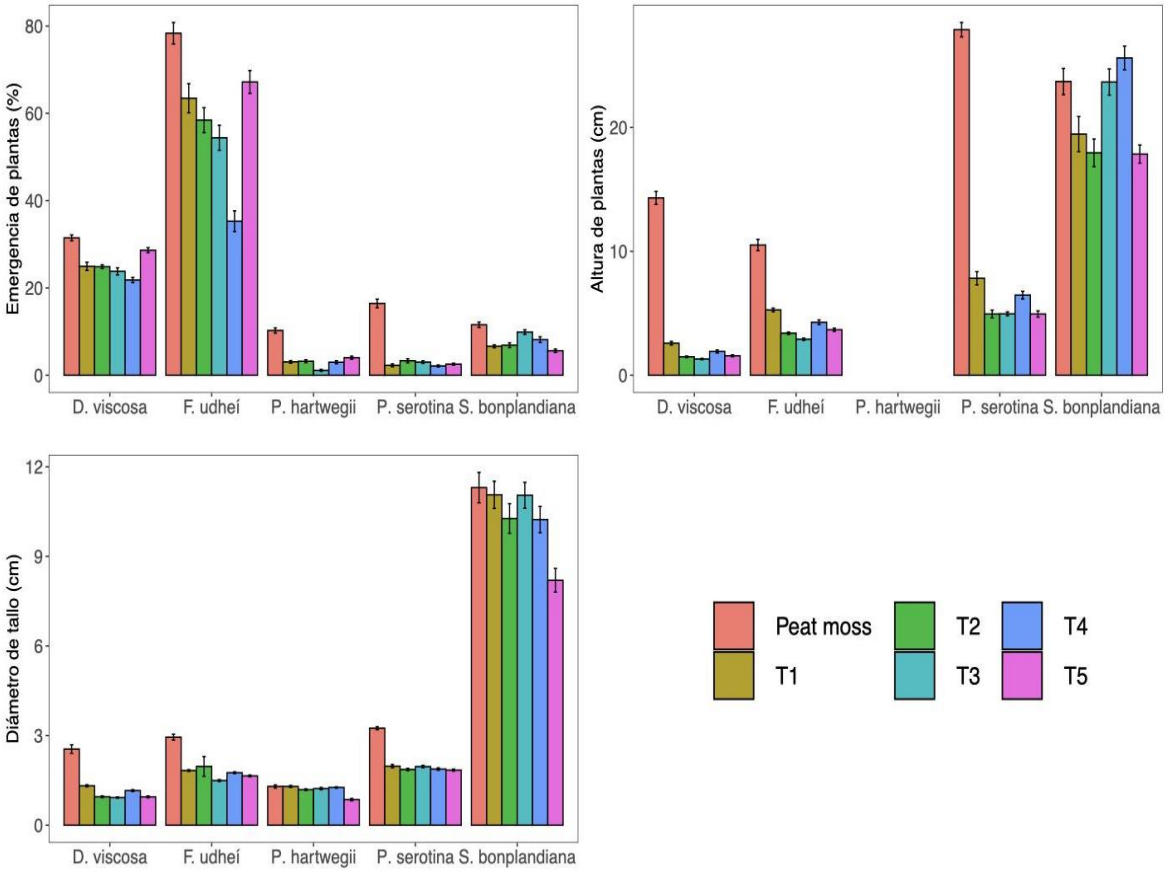


Figura 1. Emergencia, altura y diámetro de tallo de las plantas cultivadas en los tratamientos evaluados (sustrato testigo *peat moss* y Tecnosoles T1 al T5) al inicio del ciclo de cultivo de especies forestales. Las barras de las gráficas representan el valor promedio con su respectivo error estándar, n = 50. No se ha evaluado la altura de los individuos de la especie *P. hartwegii* debido al pequeño porte de las plantas durante el periodo experimental.

Respecto a los valores de pH, así como no hubo diferencias significativas entre Tecnosoles, no hubo cambios significativos para las combinaciones sustrato x especie a lo largo del periodo experimental, lo que muestra la capacidad de los sustratos a resistir a cambios de pH, aunque por razones distintas: los altos contenidos de carbonatos, calcio y magnesio en Tecnosoles, y los altos contenidos de materia orgánica en el *peat moss.* En contraste, hubo una reducción significativa en la conductividad eléctrica a lo largo del periodo experimental, y las variaciones encontradas también podrían indicar posibles interacciones sustrato x especie. Hubo pocas diferencias significativas entre la conductividad eléctrica de los Tecnosoles, pero estas variaron en función del tipo de sustrato (*peat moss vs.* Tecnosoles) **(Figura 2)**, indicando posibles interacciones sustrato x especie durante el periodo experimental.

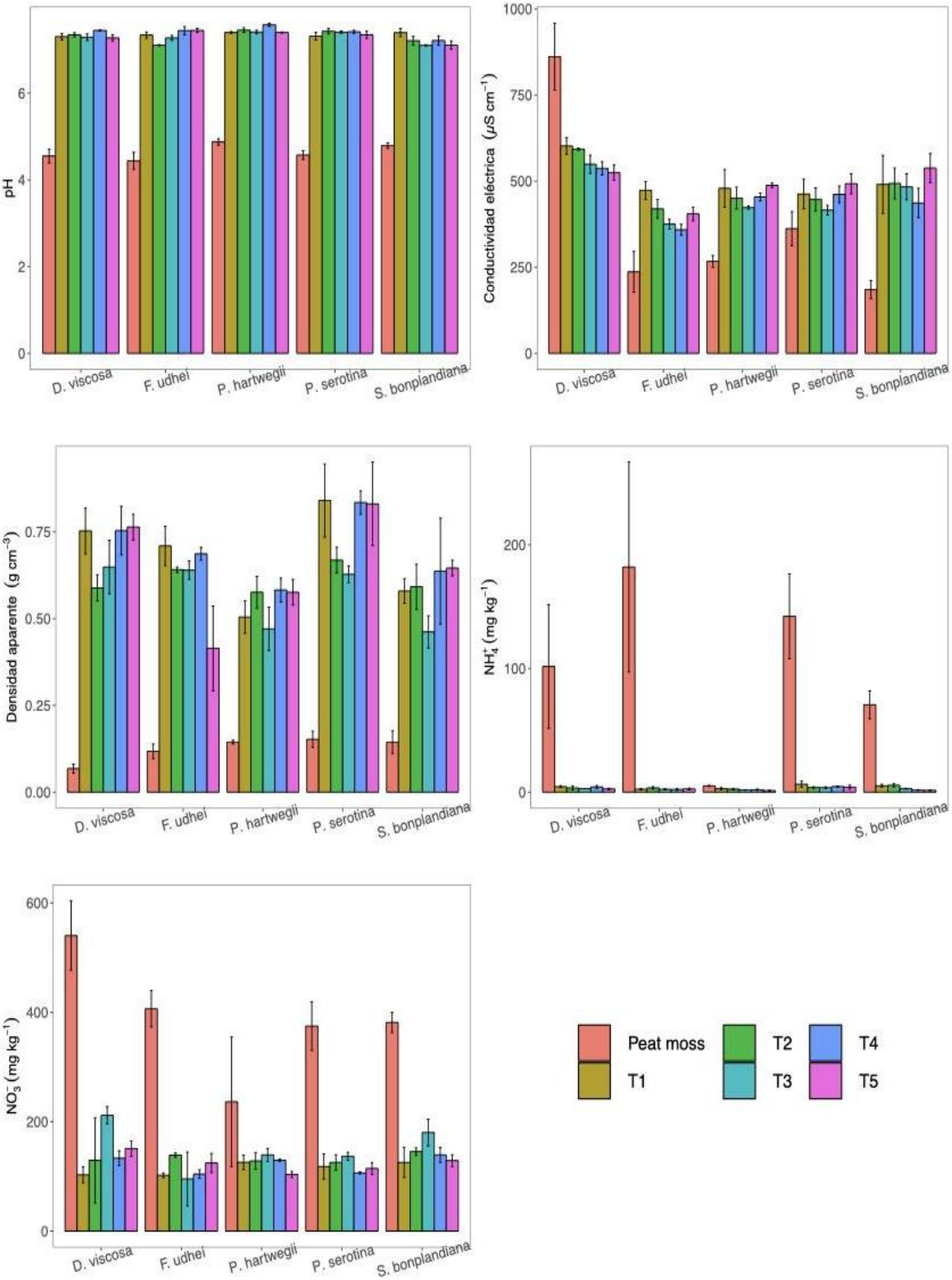


Figura 2. Atributos físicos, químicos y físico-químicos de los tratamientos evaluados (sustrato testigo *peat moss* y Tecnosoles T1 al T5) al final del ciclo de cultivo de especies forestales. Los valores representan el promedio (error estándar), n = 3. Los valores

promedio seguidos por la misma letra mayúscula se comparan entre tratamientos y no difieren por la prueba de Tukey al nivel de 5 % de probabilidad.

Las concentraciones de NH_4^+ fueron significativamente mayores en el testigo en comparación a los Tecnosoles para todas las especies excepto *S. bonplandiana,* para la cual no hubo diferencia significativa entre los tratamientos evaluados. Finalmente, las concentraciones de NO_3 no difirieron entre tratamientos para *D. viscosa* y *F. udheí*. Ya para *P. hartwegii*, *P. serotina* y *S. bonplandiana*, el testigo presentó mayores concentraciones de NO_3 en comparación a los Tecnosoles, los cuales, a su vez, no difirieron significativamente entre ellos **(Figura 2)**. Finalmente, las concentraciones de NO_3^- en los tratamientos evaluados fueron significativamente más elevadas que las concentraciones de NH_4^+, sugiriendo condiciones aeróbicas en los tratamientos evaluados y alta retención de estos nutrientes por el *peat moss*.

Evaluación final del crecimiento y desarrollo de plantas

Se observó una mayor altura y diámetro de tallo finales de las plantas cultivadas en *peat moss*. Sin embargo, en las unidades experimentales con cultivo de *F. udheí* y S. *bonplandiana* es posible observar altura y diámetro de tallo de los Tecnosoles comparables a los observados en el *peat moss*, lo que indica que estos dos parámetros de crecimiento y desarrollo de plantas se han mostrado menos sensibles al tipo de sustrato en estas dos especies **(Figura 3)**.

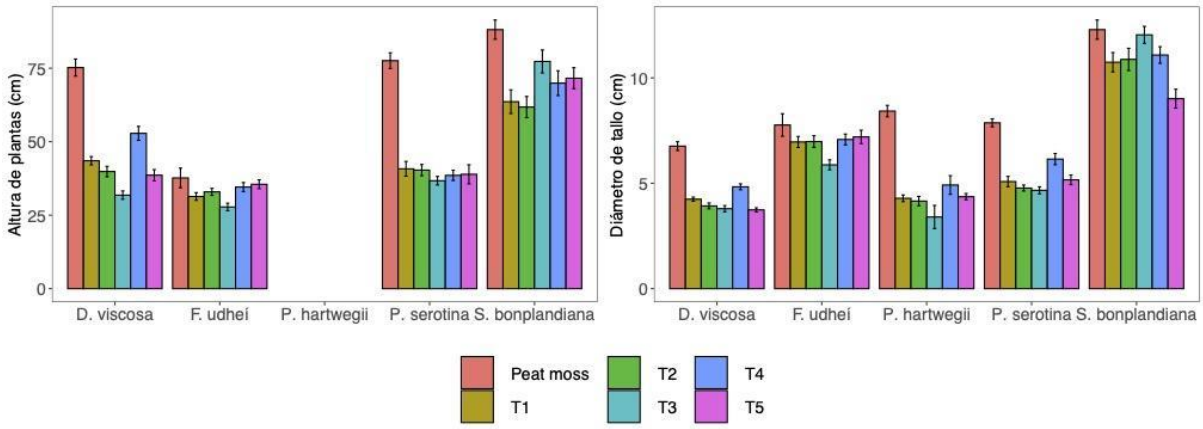


Figura 3. Altura y diámetro de tallo de las plantas cultivadas en los Tecnosoles T1, T2, T3, T4, T5 y sustrato testigo *peat moss* evaluados al final del ciclo de cultivo de especies forestales. Las barras de las gráficas representan el valor promedio con su respectivo error estándar, n = 50. No se ha evaluado la altura de los individuos de la especie *P. hartwegii* debido al pequeño porte de las plantas durante el periodo experimental.

CONCLUSIONES

El desempeño general de *F. udheí* y *S. bonplandiana* fue menos sensible al tipo de sustrato en comparación a las demás especies, en las cuales se han encontrado mayores diferencias entre el tratamiento control y los demás. Comparando entre Tecnosoles, los tratamientos T3 (excavación + madera + compost) y T5 (concreto + madera + compost + + biocarbón) son los que han proporcionado el menor desarrollo (altura y diámetro) de la mayoría de las especies forestales evaluadas, mientras que los tratamientos T1 (concreto + residuos de poda + compost) y T4 (excavación + residuo de poda + compost) mostraron un desarrollo ligeramente mejor de las especies forestales evaluadas, abriendo una oportunidad de valorización de los RCD como alternativa al *peat moss* en los programas de reproducción masiva de especies forestales y revegetación en la CDMX.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Ing. Enrique Granell, Concretos reciclados por el aporte de material para el experimento.

BIBLIOGRAFÍA

Ariadna Escalante Rebolledo, Guadalupe Pérez López, Claudia Hidalgo Moreno, Jorge López Collado, Julio Campo Alves, Esteban Valtierra Pacheco y Jorge D. Etchevers Barra. 2016. Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo. Terra Latinoamericana. Volumen 34, número 3.

Arfaioli, P., Azzini, L., Cincinelli, A., Heřmánková, M., Lucchetti, S., Macci, C., Masciandaro, G., Scodellini, R., Renella, G., Waska, K. and Nicese, F.P. (2021). Waste materials-based substrates for ornamental plant production: technical and environmental aspects. Acta Hortic. 1317, 79-86.

Barkhamn, J. P. 1993. For peat's sake: conservation or explotation? Biodiversity and Conservation 2(5): 556-566.

Chong, Clavin. 2005. Experiences with wastes and composts in nursery substrates. HortTechnology 15(4).: https://doi.org/10.21273/HORTTECH.15.4.0739.

Chrysargyris, A., A. Stamatakis, M. Prasad, and N. Tzortzakis. 2017. Evaluation of municipal solid waste compost and/or fertigation as peat substituent for pepper seedlings production. Waste and Biomass Valorization. doi: 10.1007/s12649-017-0124-6.

Deeb, M., Groffman, P.M., Blouin, M., Egendorf, S.P., Vergnes, A.,Vasenev, V., Cao, D.L., Walsh, D., Morin, T., Séré, G. (2019). Constructed Technosols are key to the sustainable development of urban green infrastructure. SOIL, 6:413-434. https://doi.org/10.5194/soil-2019-85.

GDF, Gobierno del Distrito Federal. (2003). Programa General de Desarrollo Urbano del Distrito Federal 2001. Secretaría de Desarrollo Urbano y Vivienda, GDF. Gaceta Oficial del Distrito Federal, 31 de diciembre de 2003, Ciudad de México.

Hanson, J.B. 2003. Counting on coir. Greenhouse Products News, 13(9):48-54.

Lomelí, D. (2022). Estrategias para la sostenibilidad de áreas naturales protegidas mediante la reducción del impacto de tiraderos clandestinos de residuos de construcción y demolición sobre los servicios ecosistémicos. Caso Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, Ciudad de México. Tesis Maestría. Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad. UNAM.

Nehls, T., Rokia, S., Mekiffer, B., Schwartz, C., Wessolek, G. (2013). Contribution of bricks to urban soil properties. Journal of Soils and Sediments, 13:575–584. https://doi.org/10.1007/s11368-012-0559-0

Prado, B., Mora, L., Abbruzzini, T., Flores, S., Cram, S., Ortega, P., Navarrete, A., Siebe, C. (2020). Feasibility of urban waste for constructing Technosols for plant growth. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 37:237–249. https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2020.3.1583.

Schwärzwel, K., Renger, M., Sauerbrey, R. Wessolek, G. (2002). Soil physical characteristic of peat soil. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 165:479-486.

SEMARNAT .(2013). Anuario estadístico de la producción forestal 2013. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe. Ciudad de México, México, 236 pp.

SEDEMA (2020). Inventario de residuos sólidos de la Ciudad de México 2019. Recuperado el 9 de marzo de 2022 de https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/inventarioderesiduossolidos-ciudaddemexico-2019.pdf.

SUSTENTABILIDAD EN ORGANIZACIONES AGRÍCOLAS: EL CASO DEL SISTEMA VID DE MESA EN ZONAS ÁRIDAS DE NOROESTE DE MÉXICO

Jesús Martín Robles Parra[1]; Karla Terán Samaniego[1]; Jesús Lauro Paz Luna[1]

[1]Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Carretera Gustavo Enrique Astiazarán Rosas No. 46, Col. La Victoria, C. P. 83304. Hermosillo, Sonora, México.
Autor para correspondencia: Jesús Martín Robles Parra. Dirección electrónica: jrobles@ciad.mx

RESUMEN

En los sistemas agrícolas ubicados en las zonas áridas del noroeste de México, coexiste un sistema de producción de uvas frescas de exportación. Es su alto nivel de exposición a mercados y consumidores conscientes, que demandan atributos más allá de los tradicionales al producto, que ha propiciado avances importantes hacia la sustentabilidad de sus operaciones. El objetivo de esta investigación es evaluar el nivel de sustentabilidad de las organizaciones productoras de uva fresca. La base metodológica consistió en la aplicación de una entrevista semiestructurada con la que se busca verificar las certificaciones con que se cuenta y determinar qué dimensión de la sustentabilidad incide en cada una de ellas. Los resultados indican que las organizaciones han avanzado de manera significativa en la sustentabilidad social, económica y ambiental.

PALABRAS CLAVE: *Certificación; mercados y consumidores; sistemas agrícolas; sostenibilidad social, económica y ambiental; producción uva de mesa;*

INTRODUCCIÓN

El comportamiento ético en las organizaciones constituye un factor de fiabilidad y posicionamiento de mercado. El mercado ha forzado a las organizaciones para que muestren atención a sus trabajadores y al cuidado ambiental y con ello, puedan sustentar una nueva corriente de actividades empresariales (Barroso, 2008). Las compañías buscan establecer, además del beneficio económico, objetivos sociales y ecológicos, para así adquirir una cultura empresarial distinta, a la que se denomina Empresa Socialmente Responsable (ESR) o bien, Organización Sustentable (OS) (Battilana y Lee, 2014; Doherty et al., 2014).

Existe interés por la sustentabilidad ambiental, que procura la protección del medio ambiente (Bask et al., 2018), y la sustentabilidad social, que implica el cuidado a favor de los empleados (Stazyk et al., 2016). Esto se explica por las consecuencias adversas que la organización ocasiona en el planeta y la precisión de subsanarlos, así como por el descuido que existe hacia los empleados y la necesidad de que estos sean tomados en cuenta, sin desatender el aspecto económico que sustenta el bienestar financiero (Gómez, 2014).

Baumgartner (2009) al estudiar la industria minera de Austria, determinó las estrategias sustentables de la compañía y estableció que la cultura organizacional debe desarrollarse con el fin de transitar hacia la sustentabilidad y así alcanzar el éxito, ya que si el desarrollo sustentable no es parte del pensamiento de los líderes y de los colaboradores

de la organización, las prácticas sustentables que sean puestas en práctica no incidirán eficientemente en el núcleo de la organización y, por tanto, existirá una gran probabilidad de que estas fracasen.

Baumgartner y Ebner (2010) presentaron diferentes tipos de gestación en cuanto a la sustentabilidad de las organizaciones en Austria, con el fin de incorporar estrategias sustentables. Se basaron en una categorización de acuerdo con las tres dimensiones de la sustentabilidad (social, ecológica y económica), divididas éstas a su vez en diferentes aspectos. La investigación representa una base para direccionar el proceso de evaluación del trabajo sustentable de cada organización, y asimismo representa el respaldo requerido para estimar el grado de sustentabilidad de la misma (Baumgartner y Ebner, 2010).

Rajala et al. (2016) estudiaron el sector manufacturero de Finlandia y reconocieron que la sustentabilidad está siendo abordada por la literatura como un medio para fortalecer las ventajas sobre el mercado, mientras se salvaguardan los recursos naturales para el bienestar de las futuras generaciones (Rajala et al., 2016).

Van Hoof y Thiell (2015), analizaron las relaciones entre las empresas llamadas "soporte" y su aportación en el ofrecimiento de estímulos y la difusión de una producción más limpia dentro del Programa de Suministro Sustentable de México. Estos autores encontraron que la configuración de las cadenas de suministro y la integración de empresas "soporte" son iniciativas ambientales que permiten una producción limpia entre las firmas participantes. Por su parte Jacobo et al. (2015) evaluaron el cumplimiento de los hoteles de Ciudad Obregón, y les fijaron un nivel en las dimensiones económica, social y ambiental, que conforman el desarrollo sustentable.

En general, las búsquedas en RedALyC, Science Direct, Springer Link, JSTOR y Scopus indican que hay información relacionada con temas como: mejora entre gerencia y consumidores para fortalecer lazos; preservación de los consumidores (a través del cumplimiento de exigencias relacionadas con el desarrollo sustentable); exigencias de mercado relacionadas con la responsabilidad social empresarial y los tres componentes del desarrollo sustentable; responsabilidad social empresarial; organizaciones sustentables; la sustentabilidad y los sistemas de vid de mesa; organizaciones sustentables y su relación con la responsabilidad social empresarial; entre otros. Sin embargo, sobre cómo evaluar el nivel de sustentabilidad en las organizaciones, la literatura es escasa, y es ahí en donde se procura aportar conocimiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se parte de una población de 41 organizaciones exportadoras de uva fresca; de ahí, se estimó una muestra de 14 unidades elegidas a un 95% de confianza y un 7.5% de error, mediante la fórmula para poblaciones finitas. Se aplicó el guión de una entrevista semiestructurada a igual número de gerentes que incluyó cuestionamientos sobre las certificaciones utilizadas para su desempeño, y un panel de preguntas en las dimensiones social, económica y ambiental.

Los datos se procesaron en Excel y se organizaron acorde a las tres dimensiones del Desarrollo Sustentable. Se agruparon 353 puntos de revisión de la parte ambiental; 584 puntos de revisión de la parte social y 12 puntos de revisión del ámbito económico. Se

realizó una asignación binaria de 1 y 0, con base en si cada punto de los relacionados con los tres ámbitos del desarrollo sustentable era contemplado o no, por cada certificación. Se totalizó y se obtuvo para cada certificación un número de proporción, de acuerdo con los puntos de revisión atendidos, sobre el total de puntos contemplados en cada una de las partes: ambiental, social y económica.

Finalmente se obtuvo la valorización para cada organización. Según las certificaciones que posee, se le asignaron los números de proporción obtenidos, mismos que fueron sumados para tener un valor final con el cual sea posible indicar qué tanto ha transitado cada empresa hacia la sustentabilidad.

RESULTADOS

Los gerentes entrevistados señalan que las certificaciones con que cuentan son la expresión de las demandas del consumidor, congruente con lo afirmado por Robles y Garza, 2011; Contreras, 2019 y Terán et al., 2019. Como se muestra en la Tabla 1, las auditorías o certificaciones principales son: Primus GFS, USDA Organic, Global Gap, Fair Trade, C-TPAT, México Calidad Suprema, Senasica, SMETA, DEALTI, DEAR, Kroger y Rainforest.

De éstas, Fair Trade, Global Gap, Kroger, Rainforest, DEALTI, DEAR y SMETA revisan cuestiones relacionadas con los tres ámbitos de la sustentabilidad. DEALTI, DEAR y SMETA, priorizan la parte social. SMETA, por su parte, se enfoca en aquellos aspectos relacionados con la no discriminación, la inclusión de minorías y la equidad.

En la Tabla 1, también se especifica que las organizaciones 6 y 7 cuentan con 10 certificaciones, le siguen las organizaciones 2, 4, 5, 8 y 14 que manejan entre 5 y 8 y, finalmente, están las que tienen entre 2 y 4, que son las organizaciones 1, 3, 9, 10, 11, 12 y 13.

Tabla 1. Certificaciones atendidas por cada organización.

ORGANIZACIÓN	PRIMUS GFS	USDA ORGANIC	GLOBAL GAP	FAIR TRADE	MÉXICO C.S.	SENASICA	SMETA	DEALTI	DEAR	KROGER	RAIN FOREST	TOTAL
1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2
2	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	5
3	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	3
4	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	7
5	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	5
6	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	10
7	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	10
8	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	6
9	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
10	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	3
11	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	4
12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
13	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	3
14	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	7
TOTAL	7	5	8	5	3	6	7	4	1	2	3	

Fuente: elaboración propia.

De acuerdo al número de proporción obtenido para cada certificación (Tabla 2), y al bloque de valorización en donde se asigna el valor final que indica el nivel de RSE de cada organización (Tabla 3), se asume lo siguiente: las organizaciones 4, 6 y 7, alcanzaron cifras de valorización de entre 2 y 2.9, un alto nivel de sustentabilidad a través del cumplimiento de las listas de verificación que forman parte de las certificaciones que manejan; las organizaciones 2, 3, 5, 8, 10, 11, 13 y 14 se están considerando en un nivel medio debido a que su valorización se encuentra entre 1 y 1.9, es decir, están en un proceso de tránsito hacia la sustentabilidad; finalmente para las organizaciones 1, 9 y 12, la valorización obtenida fue

de entre 0 y 0.9, por lo que están contempladas en un nivel bajo, o sea, aún están adquiriendo y aplicando las estrategias que les permitan iniciar su tránsito hacia la sustentabilidad.

Tabla 2. Proporción correspondiente a cada certificación, auditoría y distintivo, de acuerdo a la participación alcanzada en los tres ámbitos del desarrollo sustentable.

CERTIFICACIÓN	ÁMBITO DE LA SUSTENTABILIDAD						TOTAL DE LA PROPORCIÓN
	AMBIENTAL		SOCIAL		ECONÓMICO		
	PUNTUACIÓN	PROPORCIÓN	PUNTUACIÓN	PROPORCIÓN	PUNTUACIÓN	PROPORCIÓN	
PRIMUS GFS	58	0.0838	97	0.0958	0	0.0000	0.1796
USDA ORGANIC	119	0.1720	144	0.1422	0	0.0000	0.3141
GLOBALGAP	93	0.1344	124	0.1224	0	0.0000	0.2568
FAIR TRADE	63	0.0910	20	0.0197	6	0.1935	0.3043
MÉXICO CALIDAD SUPREMA	140	0.2023	83	0.0819	0	0.0000	0.2842
SENASICA	143	0.2066	100	0.0987	6	0.1935	0.4989
SMETA	33	0.0477	123	0.1214	10	0.3226	0.4917
DEALTI	0	0.0000	44	0.0434	0	0.0000	0.0434
DEAR	0	0.0000	45	0.0444	2	0.0645	0.1089
KROGER	15	0.0217	143	0.1412	3	0.0968	0.2596
RAIN FOREST	28	0.0405	90	0.0888	4	0.1290	0.2583
TOTAL	692		1013		31		

Fuente: elaboración propia.

Tabla 3. Valorización asignada. Nivel de sustentabilidad por organización.

ORGANIZACIÓN	PRIMUS GFS	CCOF (USDA ORGANIC)	GLOBAL GAP	FAIR TRADE	MÉXICO C.S.	SENASICA	SMETA	DEALTI	DEAR	KROGER	RAIN FOREST	TOTAL
1	0.0000	0.0000	0.2568	0.0000	0.0000	0.0000	0.4917	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.7485
2	0.1796	0.3141	0.2568	0.3043	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.0548
3	0.1796	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.4989	0.4917	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.1702
4	0.1796	0.3141	0.2568	0.3043	0.0000	0.4989	0.4917	0.0434	0.0000	0.0000	0.0000	2.0888
5	0.0000	0.0000	0.2568	0.0000	0.2842	0.4989	0.0000	0.0434	0.0000	0.0000	0.2583	1.3416
6	0.1796	0.3141	0.2568	0.3043	0.2842	0.4989	0.4917	0.0000	0.1089	0.2596	0.2583	2.9564
7	0.1796	0.3141	0.2568	0.3043	0.2842	0.4989	0.4917	0.0434	0.0000	0.2596	0.2583	2.8909
8	0.1796	0.0000	0.2568	0.3043	0.0000	0.4989	0.4917	0.0434	0.0000	0.0000	0.0000	1.7747
9	0.1796	0.3141	0.2568	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.7505
10	0.0000	0.0000	0.2568	0.0000	0.0000	0.0000	0.4917	0.0000	0.0000	0.2596	0.0000	1.0081
11	0.1796	0.3141	0.2568	0.0000	0.0000	0.0000	0.4917	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.2422
12	0.1796	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.2596	0.0000	0.4392
13	0.0000	0.0000	0.2568	0.0000	0.0000	0.4989	0.4917	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1.2474
14	0.1796	0.3141	0.2568	0.3043	0.2842	0.4989	0.0000	0.0434	0.0000	0.0000	0.0000	1.8813

Fuente: elaboración propia.

CONCLUSIONES

Las organizaciones del sistema vid de mesa han avanzado en procesos de sustentabilidad guiadas, básicamente, por exigencias de los consumidores. Las certificaciones son un mecanismo para cumplir con dichas exigencias y constituyen un procedimiento adecuado para evaluar los avances en las practicas sustentables de las organizaciones agrícolas. Lo reportado en este documento es una primera aproximación a la necesidad de establecer un indicador de sustentabilidad y se considera que el procedimiento es adecuado.

BIBLIOGRAFIA

Barroso, F. G. (2008). La responsabilidad social empresarial: un estudio en cuarenta empresas de la ciudad de Mérida, Yucatán. *Contaduría y administración*, (226), 73-91.

Bask, A., Rajahonka, M., Laari, S., Solakivi, T., Töyli, J. y Ojala, L. (2018). Environmental

sustainability in shipper-LSP relationships. *Journal of Cleaner Production*, *172*, 2986-2998.
Battilana, J. y Lee, M. (2014). Advancing research on hybrid organizing-Insights from the studyof social enterprises. *The Academy of Management Annals*, *8*(1), 397-441.
Baumgartner, R. (2009). Organizational Culture and Leadership: Preconditions for the Development of a Sustainable Corporation. *Sustainable Development*, 17, 102–113.
Baumgartner, R. J. y Ebner D. (2010). Corporate sustainability strategies: Sustainability profiles andmaturity levels. *Sustainable Development*, *18*(2), 76-89.
Contreras A. C. (2019). *Certificaciones Agrícolas como Conducta Estratégica y el Alcance de Mercado de las firmas que forman el Sistema de Vid de Mesa Sonorense*. (Tesis de doctorado). CIAD. Hermosillo, Sonora.
Doherty, B., Haugh, H. y Lyon, F. (2014). Social enterprises as hybrid organizations: A review and research agenda. *International Journal of Management Reviews*, *16*(4), 417-436.
Gómez, J. L. (2014). Del desarrollo sostenible a la sustentabilidad ambiental. *Revista de la Facultad de Ciencias Económicas: Investigación y Reflexión*, *22*(1), 115-136.
Jacobo, C. A., Ochoa, S. y Leyva, B. A. (2015). Desempeño sustentable en establecimientos de hospedaje de Ciudad Obregón, Sonora, México. *Revista Interamericana de Ambiente y Turismo-RIAT*, *10*(1), 55-66.
Rajala, R., Westerlund, M. y Lampikoski T. (2016). Environmental sustainability in industrial manufacturing: Re-examining the greening of Interface´s business model. *Journal of CleanerProduction*, 115, 52-61.
Robles, J. y Garza, C. (2011). Nuevas condicionantes en las organizaciones de los sistemas alimentarios: el caso del sistema vid de mesa de Sonora. En R. Huesca (coord.). Bienestar y desarrollo en el siglo XXI. México, D. F.: CIAD-Plaza y Valdez.
Stazyk, E. C., Moldavanova, A. y Frederickson, H. G. (2016). Sustainability, intergenerational social equity, and the socially responsible organization. *Administration & Society*, *48*(6), 655-682.
Terán, K., Robles, J. M. Preciado, J. M., & López, D. C. (2019). Equidad gerencial, como una demanda intangible de mercado: hacia organizaciones sustentables. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 85-93.
Van Hoof, B. y Thiell, M. (2015). Anchor company contribution to cleaner production dissemination: Experience from a Mexican sustainable supply programme. *Journal of Cleaner Production*, *86*, 245-255.

REFORESTACIÓN POR METODOS DE DOBLE EXCAVACIÓN Y AGRICULTURA CAMPESINA DIVERSIFICADA ENPARQUE RESIDENCIAL BUAP-PRESA MANUEL AVILA CAMACHO-PUEBLA MEXICO

[1]Claudia Mancilla-Simbro; [2]Alberto Ramírez-Mata; [3]Brenda Mancilla-Carmona; [4]Ozni G. Pérez-Alonso

[1]Instituto de Fisiología- Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla México, C.P. 72000. email para correspondencia: claudia.mancilla@correo.buap.mx
[2]Ingeniería Química Benemérita -Universidad Autónoma de Puebla. Puebla México, C.P. 72000
[3]Ingeniería en Sistemas Computacionales- Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla México, C.P. 72000
[4]Lab. Interacción patógeno-planta Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas - Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla México, C.P. 72000

RESUMEN

El Parque Residencial BUAP (Puebla México), colinda con la Presa Manuel Ávila Camacho "Laguna de Valsequillo", Rio Balsas y Alseseca, dada esta ubicación se presenta perdida de suelo por arrastre pluvial y uso. Para detener estos eventos de perdida de suelo, Pulmón Urbano BUAP "Germinando Comunidad" cms*arm*rvc, inicio con el estudio y plantación de árboles que permitan la reforestación del área. Sin embargo, el suelo cuenta con muy poca cantidad de nutrientes. Por lo que, fue necesario implementar estrategias que permitieran producir suelos con nutrientes suficientes para soportar una mayor diversidad de especies. En primer lugar, se construyó un área de compostaje que permitió la obtención de composta para enriquecer el suelo del área. Lo siguiente, fue el uso del método "Doble Excavación" el cual genero suelos fértiles (obtención de suelo fértil por medio de compostaje y siembra de hortalizas), el cual permitió el plantado de árboles, que permitiendo conservar, reforestar y crear nuevos suelos. Donde, la función principal de las plantas es realizar el intercambio gaseoso, entre otras muchas funciones. El método de "Doble Excavación" ha dado resultados óptimos, mejorando el suelo de las áreas deforestadas, las cuales se consideraban muertas (suelo con déficit de nutrientes para vida vegetal y animal), para plantar se dividió en 3 áreas, primera área: se plantaron árboles no perennes: Pino, Encino, Huizache, Cazahuate, Fresno, Cedro Blanco, Palo blanco, Enebro, en promedio 500 árboles fueron plantados (2021-2022), con desarrollo óptimo (30 centímetros de altura, follaje). La segunda área, se plantaron: Pino, Encino, Huizache, Cazahuate (150) y la tercera no se ha iniciado. Los resultados, son: recuperación de suelo 50%, filtración de agua (por medio de un bioestanque), desarrollo óptimo de los árboles con el método de "Doble excavación" en combinación con agricultura campesina diversificada. Con ello, se concluye que se ha contribuido a detener y minimizar el efecto invernadero, además, de mejorar el suelo y la calidad de vida de la población. Por lo cual, se propone al método "Doble Excavación" en combinación con agricultura campesina diversificada, como alternativas para reforestación, recuperación de suelos áridos, devastados por construcción o por eventos naturales, así mismo, estos permiten, tener alta variedad de especies, que generara que los cultivos y

plantas en general sean más resistentes a plagas, diversificación de especies, así como mayor riqueza funcional, por los tipos de especies que participan en la biodegradación, reintegración y regeneración del suelo, restableciendo la coexistencia de flora y fauna. Es relevante indicar que para que haya éxito debe existir huertos, dado que estos permiten obtener suelos con los nutrientes necesarios para un desarrollo optimo flora y fauna.

PALABRAS CLAVE: *arboles perennes; bioestanque; composta; paleta de colores; suelo no fértil*

INTRODUCCIÓN

El suelo de la periferia de la Presa Manuel Ávila Camacho "Laguna de Valsequillo", corresponde al sur del estado de Puebla y de sus municipios circundantes (Chapulco, Atotonilco, San Francisco Teotihuacán, Puebla México), presenta pérdidas de más de un metro de profundidad, nivel equiparable a la merma superior de 200 toneladas por hectárea al año, el suelo es arrastrado por la lluvia hacia la presa Valsequillo. Para evitar la erosión en esta zona, se ha reforestado por medio de plantación de árboles, por lo cual, es importante la preparación del suelo (Huertos por método de "Doble Excavación" asociado al método de Agricultura Campesina Diversificada") con ello, se busca frenar la pérdida de suelo e hídrica, favoreciendo la biodiversidad del área. Con el objetivo de frenar () el cambio climático, el cual se ha acelerado (Pörtner, H. O., et al 2022). por el cual, el proyecto de reforestación y construcción de huertos urbanos es una oportunidad para maximizar el aprovechamiento de las áreas verdes de la comunidad, permitiendo la organización social y universitaria, así como, proveer ganancias en actividades económicas, educativas, lúdicas y sociales, ello, acelera el proceso de reforestación y mejora de los suelos.

Para obtener suelos ricos en nutrientes, es necesario realizar compostaje, para obtener la materia orgánica, se debe tener residuos orgánicos, para ello, se crearon una red de huertos urbanos (Ihtakatl Comunidad, Sembrarte, Huerto de la 123, Los Héroes, Huerto Urbano BUAP). Estos, son espacios locales cuyo uso está enfocado en el cultivo de hierbas aromáticas, flores, hortalizas y plantas comestibles a escala doméstica (SADER, 2016), en zonas urbanizadas no especializadas para el uso agropecuario. Se sitúan normalmente en terrenos municipales, en áreas verdes vacías o de poco interés o cuidado social, su gestión y el mantenimiento son a través de trabajo comunitario, usualmente se forma una asamblea y un comité gestor, también puede existir participación o asistencia gubernamental (Alonso, 2014). Los huertos urbanos promueven la participación de los integrantes de las comunidades, fomentando el manejo de técnicas, conocimientos y aprendizajes, promoviendo la cooperación de participantes activos, impulsan otras formas de satisfacer necesidades culturales, de pertenencia, de participación y económicas además de gestionar espacios y recursos (Del Viso *et al*; 2017). La función de los huertos urbanos es principalmente la del cultivo de especies vegetales para el consumo humano; sin embargo, no se limita a un solo beneficio, el cultivo de carácter doméstico suele promover técnicas orgánicas, evitando el uso de pesticidas con un sistema de rotación y diversidad de los cultivos, lo que a su vez fomenta la diversificación de los hábitos alimenticios de la comunidad beneficiaria de dichos proyectos (SADER, 2016). Los huertos colaboran en la sostenibilidad ambiental en sitios urbanos, ya que son un modo de aumentar la

biodiversidad local: aumentan el número de áreas verdes, recuperando terrenos vacíos y permiten la recuperación de especies autóctonas a nivel local (Alonso, 2014). El surgimiento de estas técnicas de cultivo y participación ciudadana emergen como respuesta a la falta de acceso a espacios verdes, y con el fin de reforzar las relaciones comunitarias y el interés por la participación social en entornos naturales urbanos. Además, promueven las visitas de escuelas y pueden incluir instalaciones de juegos infantiles y deportes al aire libre (Alonso, 2014). Por lo tanto, los huertos urbanos promueven el trabajo comunitario, sostenibilidad, restauración de áreas verdes con especies propias de la región, etc.

Aplicación del Método de cultivo biointensivo de doble excavación y del método de Agricultura Campesina Diversificada

Las plantas se alimentan por las raicillas o los pelos de las raíces, si el suelo esta floja y con la profundidad adecuada, se desarrollarán más pelos, los cuales penetrarán más hondo. Por lo cual, la planta se alimentará con facilidad y crecerá mejor, al no gastar mucha energía en perforar la tierra. Las raíces bien desarrolladas aumentan la resistencia de las plantas a las plagas y enfermedades. El método de Doble Excavación, permite la entrada de aire al suelo, con lo que se ayuda a que la vida se desarrolle mejor y se retenga más agua para las plantas. Para la aplicación del método de doble excavación se utilizaron las siguientes herramientas: pala recta, bieldo jardinero, rastrillo, cultivador largo, tabla (John Jeavons 2004, El huerto familiar biointensiva, 2013). Con la doble excavación se afloja la tierra a 60 centímetros de profundidad, no forzar demasiado, para no maltratar las herramientas; con el paso de los años cada vez que se realice la doble excavación la profundidad aumentará entre siete y 15 centímetros gracias a las raíces de las plantas, las lombrices, los ácidos de la composta y la constante humedad. La cama preparada tiene la textura y los nutrientes apropiados para ser sembrada, la altura de la cama no debe estar por encima de cinco y diez centímetros. Lo importante es añadir oxígeno al suelo y con la doble excavación se incorporo y ayudo a la vida en el suelo, lo que hizo una cama saludable con plantas sanas (El huerto familiar biointensiva, 2013), al mismo, tiempo, debe aplicarse el método de Agricultura Campesina Diversificada, el cual, favorece la Biodiversidad, Agrobiodiversidad, Diversidad Cultural de un ecosistema, ello, se ha alcanzado con los métodos citados, por el cual, se propone la combinación de estos, favoreciendo, la, agricultura, la auto sustentabilidad, reforestación, mejora y conservación de los suelos (Bracamontes-Nájera *et al*; 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización geográfica del área de estudio: Parque Residencial BUAP, Longitud -98° 13' 3.0", Latitud 18° 56' 50.0", Altitud 2,074 msnm. Principales vías de acceso: Boulevard el Carolino y Prolongación de la 14 sur. El conjunto de datos edafológicos se obtuvo de INEGI, de la carta edafológica escala 1:250000 serie II (INEGI, 2006), Puebla, México la cual describe cuatro unidades de suelos, de acuerdo, con la delimitación del área de estudio (Fig. 1) La región sur de la presa de Valsequillo presenta diferentes tipos de vegetación terrestre. De acuerdo con el conjunto de datos vectoriales de vegetación y uso de suelo escala 1.250 000 serie IV (INEGI, 2013), en el área existen cuatro tipos general es de vegetación y uso de suelo: agricultura, pastizal, bosque de encino y matorral xerófilo.





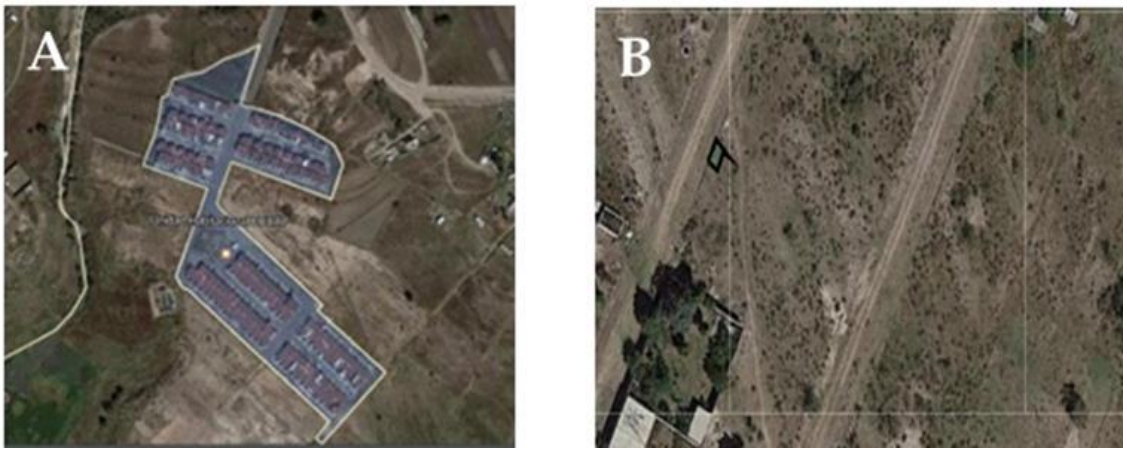


Figura 1. A) Área de estudio "Parque Residencia BUAP http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF0OjE4Ljk0NjYyLGxvbjotOTguMjE0NDcsejoxMixsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3M=; B) área para reforestación y la restauración de la flora y fauna http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF0OjE4Ljk0NDg1LGxvbjotOTguMjExMjgsejoxNSxsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3M=

Las herramientas de trabajo (no es necesario herramienta o maquinaria de alta tecnología), se empleó, bieldo jardinero, pala recta, rastrillo, cultivador largo, cultivador, trinche, pico, barreta, azadón y cuchara para trasplante (depende de la planta). Además de, cubetas de 20 litros y tabla para trasplante y doble excavado de 1.4 metros por 0.8 metros y 12 milímetros de grosor, el objetivo de utilizar estas herramientas fue cuidar el suelo, así mismo, no se requiere gran esfuerzo físico para utilizarlas, además de accesibles en su costo. El método para reforestación por doble excavación, ello, proporciono una estructura de suelo ideal y los nutrientes apropiados para que las plantas tuviesen un desarrollo optimo y constante (John Jeavons 2004, El huerto familiar biointensiva, 2013). Se aplico, en conjunto con el método de Agricultura Campesina Diversificada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Pulmón Urbano BUAP " Germinando Comunidad "cms*arm*rvc , presenta el proyecto de reforestación en el Parque Residencial BUAP, para detener el cambio climático, dado que es un hecho que está afectando al planeta, por lo cual es relevante y esencial concientizar a la población El Sexto Informe de Evaluación "Cambio Climático 2022: Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad" identifica la agroecología como una opción de adaptación viable para el futuro | FAO, aplicando los métodos de "Doble Excavación" y Agricultura Campesina Diversificada, las cuales, permiten nutrir uniformemente el suelo para cualquier tipo de planta, este proceso de reforestación de áreas, auto sustentabilidad, permite, tener alta variedad de especies, creando cultivos más resistentes a plagas, diversificación de especies, así como mayor riqueza funcional del suelo, restableciendo la coexistencia entre flora y fauna;

generando la pertinencia social, fomentando el trabajo en equipo entre los residentes del Parque Residencial BUAP (311 casas, 95% están habitadas), incrementando la flora y fauna endémica de la región, se redujo el nivel de contaminación (de la zona), detención de la fragmentación del suelo y como prospectiva se ha fomentado el respeto y cuidado de la madre naturaleza (Fig. 2). Es relevante indicar que el Parque Residencial BUAP (aprox. 1,244 personas, Comunidad BUAP y sociedad, Municipio, Estado de Puebla, México), cuenta con una Planta Tratadora de Aguas grises, donde el vital líquido filtrado es enviado a la presa Manuel Ávila Camacho "Laguna de Valsequillo" en este punto, se propuso dirigirla al área en reforestación, donde se conservó y utilizó en forma sostenible, así mismo, se creó un Bioestanque pluvial para almacén para flora y fauna, el cual tuvo un impacto positivo en la comunidad generando áreas verdes, se aplicó las tres R. El impacto social fomento la comunicación y el trabajo en equipo (Municipio y Estado de Puebla, BUAP). El material, asesoría y mano de obra calificada estuvo supervisada por los participantes de este proyecto (Tu blog de Bioinformática de secuencias biológicas (analisisdesecuenciasdednayprot.blogspot.com)).



Figura 2. De A-C, se indica la preparación del suelo, de D-E, plantado de árboles, realizado y organizado por la comunidad (principalmente por niños y niñas) de Pulmón Urbano BUAP "Germinando Comunidad"cms*arm*rvc

Se han generado áreas verdes (Árboles plantados en el Parque Residencial BUAP (2020-2022): Encino, Pino Moctezuma, Huizache, Cazahuate, Fresno, Cedro Blanco, Pirul, Jacaranda, Sabino, Pino, Guaje, Palo blanco), de aquí se obtendrán semillas, para tener un banco semillero, que servirán para la renovación de otras áreas deforestadas y devastadas, por lo que, lo hace un proyecto autosustentable (materia orgánica) y social (Pörtner, H. O., et al 2022), donde se recibe asesoría y apoyo de Investigadores (Investigación Básica y Aplicada) de Universitarios BUAP.

CONCLUSIONES

En un área total de 10000 mil metros se plantaron 650 árboles del Parque Residencial BUAP, Chapulco- Presa Manuel Ávila Camacho "Presa Valsequillo" Puebla Pue. México. El suelo de la periferia de la presa Manuel Ávila Camacho y Parque Residencial BUAP, comparten características geográficas propias del lugar, su localización corresponde al sur del área angelopolitana, donde se presenta pérdidas de más de un metro de profundidad, ese nivel es equiparable a la merma superior de 200 toneladas por hectárea al año, las cuales fueron arrastradas por la lluvia hacia la Presa Manuel Ávila Camacho "Laguna Valsequillo". Para detener la erosión de la zona, que es la causa de la perdida de suelo (nutrientes) es por medio de la plantación de árboles. Por lo cual, Pulmón Urbano BUAP "Germinando Comunidad"cms*arm*rvc está promocionando la creación de un bosque apoyado por la Secretaría de Desarrollo Rural, Semarnat, Huerto Urbano BUAP, Comunidad 24 y BUAP, con ello se asume el compromiso con el medio ambiente, creando un espacio para la realización de tareas científicas multidisciplinarias nacional e internacional, impulsando un modelo de restauración ambiental que asegura la continuidad de los procesos naturales del territorio, tiene una orientación hacia la sustentabilidad, la investigación científica, la educación ambiental y al involucramiento de la sociedad como Pulmón Urbano BUAP "Germinando Comunidad" cms*arm*rvc y Parque Residencial BUAP. Se desarrollo una Estación Experimental de Manejo Sustentable de Tierra (por medio de compostaje y lombricomposta).

BIBLIOGRAFÍA

Alonso, N. M. (2014); Huertos urbanos en tres ciudades europeas: Londres, Berlín, Madrid. *Boletín CF+ S*, 47/48), 75-124

Bracamontes Nájera l., *et al.,* (2021); Transformar para resistir: resiliencia de redes alimentarias alternativas ante la emergencia de covid-19 en la Ciudad de México. Acta Sociológica núm. 83, septiembre-diciembre de 2020, pp. 37-65

Del Viso, N., *et al.,* (2017); Cultivando relaciones sociales. Lo común y lo "comunitario" a través de la experiencia de dos huertos urbanos de Madrid. *Revista de antropología social*, *26*(2), 449-472

El huerto familiar biointensivo (2013); www.semarnat.gob.mx Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable Progreso 3, planta alta, Col. del Carmen, Coyoacán, 04100, México, D.F D.R. © Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

El Sexto Informe de Evaluación (2022); "Cambio Climático 2022: Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad" identifica la agroecología como una opción de adaptación viable para el futuro | FAO

El Sexto Informe de Evaluación "Cambio Climático 2022: Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad" identifica la agroecología como una opción de adaptación viable para el futuro | FAO

Jeavons John (2004); Cultivo Biointensivo de Alimentos, más alimentos en menos espacio (Ten Speed Press) 6ta edición pg. 261

John Jeavons (2013); El huerto familiar biointensiva. TEN SPEED PRESS

La BUAP albergará un nuevo bosque en Puebla | Boletines BUAP





Pörtner, H. O. *et al.*, (2022); Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability. *IPCC Sixth Assessment Report*

SADER (2013) sistema-nacional-de-informacion-para-el-desarrollo-rural-sustentable-final.pdf (agricultura.gob.mx)

SADER (2016); sistema-nacional-de-informacion-para-el-desarrollo-rural-sustentable-final.pdf (agricultura.gob.mx)

Tu blog de Bioinformática de secuencias biológicas (analisisdesecuenciasdednayprot.blogspot.com)

SITUACIÓN ACTUAL DE FERTILIZANTES EN EL MUNDO Y ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN

Juan Manuel Covarrubias Ramírez[1]; Juan Guillermo Martínez Rodríguez[1]; Víctor Manuel Parga Torres[1]

[1]INIFAP-CE Saltillo, Carretera Saltillo-Zacatecas km 8.5, Núm. 9515, Col. Hacienda de Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. covarrubias.juan@inifap.gob.mx

RESUMEN

La inflación, y la falta y el alto costos de los fertilizantes nos lleva a buscar alternativas para reducir su uso. El uso de biolíquidos que contienen los 17 elementos esenciales además de los útiles y ácidos húmicos y fúlvicos. Los biofertilizantes aportan nitrógeno, solubilizan el fósforo, el hierro, cobre y zinc en el suelo que los absorbe la planta y aportan auxinas y giberelinas como promotores del crecimiento. Aun con estas alternativas, no se puede suministrar el consumo de nutrimentos del cultivo, por lo que, es necesario suplementarlo con fertilizantes inorgánicos, pero en menor cantidad.

PALABRAS CLAVES: *Biofertilizantes; Biolíquidos; Costos*

INTRODUCCIÓN

El aumento en 2022 de la inflación de 7.58% en México, a la primera quincena de mayo (INEGI, 2022) y que Ucrania produce urea, amoniaco anhidro, sulfato de potasio y fosfato diamónico, pero que por el conflicto armado a dejado de producir, esto a provocado un aumento en los costos de los fertilizantes en México y como consecuencia en los costos de producción de la agricultura. En 2020 se importaron 3.5 millones de toneladas, pero en el caso de la urea se importó 608,600 toneladas en 2021 a 234,800 toneladas en lo que va de este año, lo que ha encarecido este fertilizante (GMCA, 2022).

El objetivo de este trabajo es mostrar el mercado mundial de macroelementos y los incrementos a través del tiempo y las alternativas actuales para reducir el uso de los fertilizantes y complementar la nutrición de los cultivos.

MATERIALES Y METODOS

Se analizó la producción de fertilizantes nitrogenados, fosfóricos y potásicos a nivel mundial mediante la información obtenida de la International Fertilizer Association (IFA, 2022), además de información internacional. Se consultó a las compañías distribuidoras de fertilizantes en la región, en cuanto al tipo de fertilizantes que distribuyen, si es nacional o importado y su costo en pesos o dólares. Las alternativas fueron con resultados de los autores a través de su experiencia de investigación y a trabajos publicados en esta sociedad o en otras instancias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la producción mundial de nitrógeno, fósforo y potasio (Figura 1), se observó que el nitrógeno su mayor consumo fue en 2013, con el 62% del total, seguido de 2020 con 61% del total, el alto consumo de este nutrimento inicio en 1930, con el auge de la formuladoras y posteriormente el repunte con la revolución verde a mediados del siglo XX, por lo cual, el nitrógeno es el fertilizante del que más depende la producción (IFA, 2022).

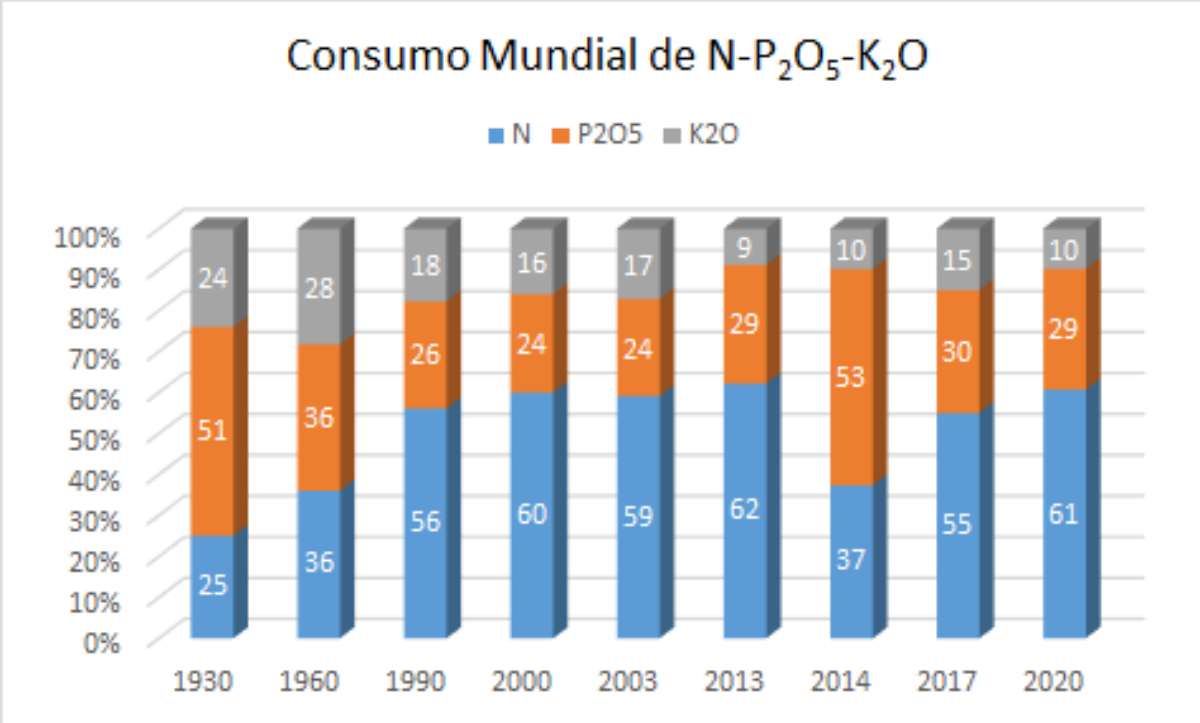


Figura 1. Consumo mundial de nitrógeno, fósforo y potasio a nivel mundial.

El fosforo tuvo su mayor incremento en 2014, con el 53% de la producción, este nutrimento es deficiente en todo el país y sus requerimientos en los cultivos es el menor de los macroelementos (Covarrubias *et al*., 2005). El potasio solo ha tenido su incremento en la revolución verde, pero por ser cultivos extensivos, el efecto del potasio no se observaba en el rendimiento y empezó a dejar de utilizarse y actualmente solo se utiliza en las hortalizas, flores y especies suculentas.

Los productores regionales consumen más la urea como fertilizante nitrogenado por la mayor concentración de nitrógeno (Cuadro 1), el costo del nutriente con la mayor concentración (CNMC) es $15,704 por tonelada de nitrógeno y la cantidad de nutriente suministrado es 460 kg de nitrógeno por tonelada de fertilizante y nos cuesta a $34 el kilo de nitrógeno comprando urea. Si realizamos el cálculo para los demás nutrimentos se utiliza la metodología descrita por Covarrubias (2015), y así podemos determinar que la urea es el mejor fertilizante, aunque sea el de mayor aumento en este periodo de estudio.

Cuadro 1. Aumento del costo de los fertilizantes en la región.

Elemento	Fertilizante	2015 Costo ($/t)	2022 Costo ($/t)	Incremento %
Nitrógeno	Sulfato de amonio (21.5-00-00)	4,450	10,850	244
	Urea (46-00-00)	9,784	34,139	349
	Nitrato de amonio (33.5-00-00)	11,624	35,512	306
	Nitrato de calcio (15.5-00-00-19Ca).	13,511	31,981	237
Fosforo	Superfosfato Simple (00-20-00)	4,700	10,800	230
	Fosfato Di amónico (18-46-00)	13,201	36,886	279
Potasio	Sulfato de potasio (00-00-50-18S)	20,189	40,221	199
	Nitrato de potasio (13-02-44).	26,556	47,873	180
	Sulfato de potasio y magnesio (00-00-21.5-10.5Mg-21S)	11,492	27,272	237

Los fertilizantes han aumentado su costo de mas del 200%, que como consecuencia aumentan los costos de producción. El uso de los estiércoles en la nutrición inicia cuando es ser humano se vuelve sedentario y utiliza estos productos para nutrir a los cultivos (Núñez, 2000). Con la revolución verde se dejaron de utilizar de forma intensiva solo en desarrollo rural e investigación (Covarrubias, 1989). Por ello, la biofertirrigación es una alternativa para suministrar nutrientes de la materia orgánica derivada de los estiércoles (Covarrubias *et al*., 2019a), con la inclusión de la lombriz *Eisenia andreii*, que en su tracto digestivo contiene al microorganismo benéfico *Bacillus subtilis* y actividad enzimática de fosfatasa acida para solubilizar los nutrientes (Pérez y Espinosa, 2014). Con la biofertirrigación se aplican los 17 nutrientes esenciales además de los útiles, con ácidos húmicos y fúlvicos, pero no en cantidades necesarias para suministrar la demanda del cultivo, por lo que, hay que complementar con fertilizantes inorgánicos los macroelementos, sin reducir el uso de los orgánicos en los microelementos (Covarrubias *et al*., 2019b).

El uso de microorganismos benéficos, se agrupan en tres tipos, los fijadores de nitrógeno atmosférico mediante la enzima nitrogenasa (Hernández, 2011), los solubilizadores de nutrientes mediante las enzimas fosfatasa ácida o fosfatasa alcalina (Marschner, 2012) y los promotores de crecimiento mediante el ácido indolacético y el ácido giberélico (Lucangeli y Bottini, 1997).

En maíz a nivel nacional se tiene un rendimiento de 2,878 kg ha^{-1} sin fertilizante como testigo, de 3,323 kg ha^{-1} con *Azospirillun brasilense*, de 3,120 kg ha^{-1} con *Glomus intraradices* y 3,352 kg ha^{-1} con la interacción *Azospirillun brasilense* más *Glomus intraradices*, que representan un incremento de 15.5 %, 8.4 % y 16.5 % respectivamente contra el testigo, siendo mayor el efecto en las zonas templadas y del trópico y menor en las zonas semiáridas y áridas (Aguirre, 2006).

Los criterios de resolución por parte de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER) mediante el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA) para emitir el Dictamen Técnico de Efectividad Biológica señala que los valores de efectividad biológica sean igual o mayores al 50% para herbicidas, insecticidas y acaricidas, bactericidas, fungicidas y nematicidas orgánicos o sustentables (DOF, 2015). Lo que indica que todos los productos orgánicos o sustentables, no pueden cumplir con el 100% del suministro de nutrimentos y siempre se deberá complementar con fertilizantes inorgánicos.

CONCLUSIONES

El alto costos de los fertilizantes y el uso de biolíquidos y biofertilizantes para suministrar el nutrimento necesario para la demanda del cultivo, solo será de manera complementaria y nos ayuda a reducir la dosis de fertilizante inorgánico.

BIBLIOGRAFIA

Aguirre-Medina, J. F. 2006. Biofertilizantes microbianos: experiencias agronómicas del programa nacional del INIFAP en México. Libro Técnico Núm. 2. INIFAP-CE Rosario Izapa, Tuxtla Chico, Chiapas, México. 201 p.

Covarrubias-Ramírez, J. M. 1989. Eficiencia en el uso de Agua en el cultivo de trigo *Triticum aestivum* L. con residuos orgánicos. Maestría en ciencias en suelos. UAAAN. Buenavista, Saltillo, Coahuila.

Covarrubias-Ramírez, J. M., S. Castillo-Aguilar, J. A. Vera-Núñez, R. Núñez-Escobar, P. Sánchez-García, R. Aveldaño-Salazar y J. J. Peña-Cabriales. 2005. Absorción y eficiencia en uso de fósforo en papa cultivar alpha con 32P. Agrociencia 39:127-136.

Covarrubias Ramírez, J. M. 2015. Selección y costo del fertilizante y del nutriente. *In*: Loredo Osti *et al.*, (Compilación y Edición). Memorias del XL Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. San Luis Potosí, S. L. P. 40:1081-1085.

Covarrubias-Ramírez J. M., Jacobo-Salcedo, M. del R., Nava-Reyna, E., Parga-Torres, V. M. 2019a. Biofertigation in fruit crops: Concept and application. In: Fruit crops: Diagnosis and Management of nutrient constraints. Srivastava, A. K. and Hu Chengxiao. (ed). Elsevier. Amsterdam, Netherlands. pp 367-377.

Covarrubias Ramírez, J. M. María del Rosario Jacobo Salcedo, Víctor Manuel Parga Torres y Juan Guillermo Martínez Rodríguez. 2019b. Biofertirrigación orgánica-mineral en manzano para la sierra de Arteaga, Coahuila y Nuevo León. Orona Castillo, Ignacio *et al.*, (eds). Memoria de la XXXI Semana Internacional de Agronomía UJED-FAZ-DEP. Venecia Durango, México. 31:936-941.

Diario Oficial de la Nación (DOF). 2015. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-032-FITO-1995, SAGARPA. Consultado el martes 11 de agosto del 2015.

Grupo Consultor de Mercados Agrícolas (GMCA). 2022. Perspectivas agroalimentarias 2022. https://gcma.com.mx/

Havlin J.L.; S. L. Tisdale; W.L. Nelson and J.D. Beaton. 2017. Soil fertility and fertilizers. 8th ed. Pearson India Education Services Pvt. Ltd. Uttar Pradesh, India. 520 p.

Hernández F., L. 2011. Aislamiento y evaluación del potencial biofertilizante de bacterias aplicables en el desarrollo agrícola sostenible en Chihuahua. Tesis de Doctorado. C.P. Campus Puebla. Puebla, Puebla. 158 p.

INEGI. 2022. Índice nacional de precios al consumidor primera quincena de mayo de 2022. Comunicado de prensa núm. 293/22. https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2022/inpc_1q/inpc_1q2022_05.pdf

International Fertilizer Association (IFA). Databases and Charts. https://www.ifastat.org/databases/supply-trade.

Lucangeli, C. and Bottini, R. 1997. Effects of Azospirillum spp. on endogenous gibberellin content and growth of maize (*Zea mays* L.) treated with uniconazole. Symbiosis. 23(1):63-72.

Marschner, P. 2012. Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. Third Edition. Elsevier Ltd. Waltham, MA, USA. 651 p.

Núñez E., R. 2000. Las perspectivas de fertilidad de los suelos en el siglo veintiuno. En: La edafología y sus perspectivas al siglo XXI. Quintero et al., ed. Tomo II. p. 439-447.

Pérez-Pérez, J.A y O. Espinosa-Victoria. 2014. Caracterización microbiológica de las bacterias residentes en el tracto digestivo de la lombriz de tierra *Eisenia foetida*. In: Flores Margez, J.P. *et al*., (eds). Memoria XXXIX Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Cd. Juárez, Chih. 39:128-133.

GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE GIRASOL EN UNA MEZCLA DE JALES MINEROS Y SUELO AGRÍCOLA

Ana Lucia Flores-Hernández[1]; César Roberto Sarabia-Castillo[1]; Fabián Fernández-Luqueño[1].

[1] Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
E-mail: lucia.flores@cinvestav.mx

RESÚMEN

La contaminación por metales pesados es un problema derivado principalmente por actividades antropogénicas entre las cuales destacan los procesos de extracción minera. Las técnicas de remediación ayudan a reducir los contaminantes presentes en suelo y agua. El uso de plantas hiperacumuladoras de metales pesados y microorganismos del suelo ayudan a remediar suelos contaminados. En esta investigación se realizó una caracterización fisicoquímica de los jales y el suelo, con el objetivo de establecer una mezcla adecuada de jales mineros y suelo agrícola para el desarrollo de girasol. Además, se realizó el aislamiento de microrganismos presentes en suelo y jales con el objetivo de utilizarlos como estrategia de remediación de suelos.

PALABRAS CLAVES: *Contaminación; microorganismos; remediación de suelos; residuos mineros.*

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo por metales pesados está directamente relacionada con diversas actividades antropogénicas. En México la minería es una de las principales causas de contaminación por metales pesados, derivado de la extracción y procesamiento de minerales. Reportes indican que a lo largo del país existen suelos afectados por el mal manejo de los residuos mineros (jales y material estéril). Sin embargo, aún no se conoce a fondo las condiciones en las que se encuentran ni los posibles impactos ambientales (Covarrubias y Peña Cabriales, 2017).

Una actividad prioritaria para la identificación de estos residuos es la caracterización de suelo de minas activas y abandonadas, con el objetivo de buscar una solución viable para el tratamiento de los residuos (Ramos-Arroyo y Siebe–Grabach, 2006).

Los metales pesados no son biodegradables, por lo tanto, se pueden acumular y llegar a concentraciones que representen un riesgo para la salud humana y el medio ambiente. Para tratar de lidiar con la contaminación se han desarrollado diversos métodos de remedición fisicoquímica y biológica. La fitorremediación representa una técnica que ayuda a degradar los contaminantes presentes en el suelo utilizando plantas, por lo tanto, es una estrategia respetuosa con el medio ambiente, además, se ha demostrado que es una técnica eficiente (Ali *et al.*, 2013)

En el contexto anterior, la presente investigación considera como objeto de estudio un suelo contaminado con residuos mineros provenientes de una presa de jales de carbón fuera de operación de una unidad minera en el municipio de San Juan de Sabinas, Coahuila de Zaragoza. En donde se realizará la caracterización del suelo y se desarrollará una estrategia de fitorremediación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo y caracterización fisicoquímica

El presente estudio se llevó a cabo en la región norte del estado de Coahuila de Zaragoza, en una presa de jales fuera de operación, la cual se encuentra en una planta de beneficio de carbón localizada en el ejido Santa María, San Juan de Sabinas.

El muestreo de jales se realizó de manera aleatoria recolectando 60 kg a una profundidad de 15 a 20 cm en tres puntos diferentes de la misma presa. Las muestras se trasladaron al Cinvestav Saltillo y se secaron dentro del invernadero para posteriormente ser homogenizadas y tamizadas. Además, para el aislamiento de los microorganismos se almacenaron 5 kg de muestra a 4 °C. Para el cultivo de girasol se empleó una mezcla de suelo agrícola con jales y se determinó el pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, textura, densidad aparente, contenido de nutrientes y metales pesados.

Aislamiento de cepas microbianas

Se determinó el número de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) presentes en el suelo y en los jales. Para el aislamiento de los microorganismos se preparó un medio de cultivo utilizando agar nutritivo y se procedió a hacer diluciones. (1×10^{-1}, 1×10^{-2}, 1×10^{-3}, 1×10^{-4}, 1×10^{-5} y 1×10^{-6}) en agua destilada estéril (Kalaimurugan *et al.*, 2020).

Se seleccionaron las diluciones cuatro, cinco y seis (1×10^{-4}, 1×10^{-5} y 1×10^{-6}) para la siembra en las cajas Petri. Finalmente se llevaron a la incubadora a 27 °C durante 7 días para evaluar su crecimiento y características morfológicas.

Montaje experimental

Con la finalidad de obtener un óptimo crecimiento en las plantas se realizó un montaje utilizando mezclas de suelo agrícola y jales. Se montaron en el invernadero 4 tratamientos distintos por triplicado (Cuadro 1) en macetas de cuatro pulgadas. Se homogenizó el suelo y los jales y se colocó 1.7 kg de mezcla en las macetas. Se agregaron 3 semillas de girasol en cada maceta a una profundidad de 1.5 cm y se regó cada tercer día, durante 15 días.

Cuadro 1. Mezclas de suelo y jales para el crecimiento de la planta.

Tratamiento	Descripción
M1	100% jales (300 g)
M2	75% jales (225 g) + 25% (75 g) suelo agrícola
M3	50% jales (150 g) + 50% (150 g) suelo agrícola
M4	25% jales (75 g) + 75% (225 g) suelo agrícola

RESULTADOS Y DISCUCIONES

El pH en las muestras de los jales se mantuvo neutro (7.606 ± 0.13), por otra parte, las muestras de suelo obtuvieron valores medianamente básicos (7.723 ± 0.02). Lo anterior sugiere que la movilidad del plomo puede incrementarse al tener pH neutros-alcalinos (Gómez-Romero, et al., 2016). La conductividad eléctrica para las muestras de los jales se mantiene por encima de los 4.0 dS m^{-1}, lo que indica la presencia de sales. En lo que respecta a las muestras de suelo agrícola, los valores se mantienen por debajo de los 2.4 dS m^{-1} lo que es indicativo de que el suelo se encuentra ligeramente salino.

Los resultados obtenidos del porcentaje de materia orgánica del suelo se mantuvieron por debajo del 3%, lo cual indica que se encuentra en un rango medio (1.6-3.5) por lo tanto, el suelo puede ser aprovechado para el óptimo desarrollo del cultivo (Morales-Bautista et al)La textura del suelo presentó un alto contenido de arenas (72.8%) y un bajo contenido de limos y arcillas (12.8% y 14.4%, respectivamente), lo que resultó en una textura franco-arenosa, basado en la clasificación textural del suelo del USDA (2004) y los valores de densidad aparente del suelo y jales fueron 1.157 ± 0.01 y 1.037 ± 0.01, respectivamente.

Contenido de carbono, nitrógeno, calcio, potasio, magnesio y fósforo

Para el cultivo del girasol es necesario que el suelo cuente con la cantidad adecuada de micro y macronutrientes. Los macronutrientes como el nitrógeno, fósforo y potasio son necesarios en mayor proporción. Los valores obtenidos (Cuadro 2) muestran que la principal composición de las muestras de los jales es carbono.

Lo reportado por Blamey et al., (1987) indican que los valores de N y K se encuentran por debajo de los requerimientos del cultivo (2.58% y 0.59%, respectivamente), sin embargo, los valores de Mg y Ca se encuentran por encima del requerimiento (0.23% y 0.11%), lo anterior sugiere que para el desarrollo del cultivo será necesario agregar una solución nutritiva para evitar las deficiencias nutricionales.

Cuadro 2. Contenido promedio de nutrientes en las muestras de jales y suelo.

Sustrato	Nutrientes (%)					
	C	N	Ca	K	Mg	P
Suelo	7.617 ± 0.02	0.259 ± 7.5×10^{-4}	24.015 ± 0.21	0.181 ± 0.01	0.463 ± 0.01	0.082 ± 0.01
Jales	33.795 ± 0.29	0.648 ± 0.01	2.366 ± 0.04	0.067 ± 0.01	0.080 ± 1.8×10^{-3}	0.025 ± 0.01

Aislamiento de microorganismos y número de UFC

Se cuantificó el número de colonias en las cajas Petri después de los 7 días y solo se tomaron en cuenta las que contenían de 25 a 250 colonias. Las colonias se caracterizaron morfológicamente tomando en cuenta diversos factores como el color, brillo, forma, borde, elevación y la consistencia. Una vez que se caracterizó, se seleccionaron las colonias con características diferentes y se calculó las UFC, obteniendo valores que variaban entre 9.3×10^{3} y 1.1×10^{7}. Las cepas se enviaron a identificación por biología molecular para determinar su género y especie.

Porcentaje de germinación de las semillas de girasol (*Helianthus annuus* L.) y montaje experimental

Los ensayos del porcentaje de germinación indican que las semillas no se encuentran dañadas ya que no se identificaron semillas duras o muertas y la germinación se dio al 100% (30 semillas evaluadas).

El montaje de siembra en la mezcla de suelo agrícola y jales muestra que 12 días después la semilla germinó en la muestra M4, la cual contenía 25% de jales y 75% de suelo (75 y 225 gr, respectivamente). En las demás muestras no se pudo observar la germinación de la semilla debido a la deficiencia de nutrientes que presentaban las mezclas. Lo cual sugiere que aplicar esa cantidad de concentración de suelo y jales permitirá la germinación de la semilla sin dañarla.

Concentración de metales pesados

Las concentraciones de As y Pb en las muestras de jales obtuvieron valores por debajo de los límites máximos permisibles establecido en las normas internacionales y mexicanas (5.13 ± 1.27 y 20.67 ± 0.33, respectivamente).

CONCLUSIÓN

La caracterización fisicoquímica indica que existe déficit de nutrientes en las muestras de los jales. Sin embargo, en las muestras de suelo el contenido de materia orgánica se

encuentra en un rango intermedio por lo que el cultivo se puede llevar a cabo haciendo una mezcla de suelo y jales. Las concentraciones de metales pesados se encuentran por debajo a lo establecido en la normas internacionales y mexicanas. El diseño preliminar de la relación de suelo y jales indica que utilizar el tratamiento M4 (25% jales (75 g) + 75% (225 g) suelo agrícola) permitirá que la semilla germine y se desarrolle de manera adecuada.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el proyecto 'FONCYT-COAHUILA COAH- 2021-C15-C095', del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía (Cinvestav- Saltillo).

BIBLIOGRAFÍAS

Ali, H., Khan, E., Sajad M. A., (2013). Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. Chemosphere. 91, 869-881.

Blamey, F. P. C., Edwards, D. G., & Asher, C. J. (1987). Nutritional disorders of sunflower.

Covarrubias, S. A. y Peña Cabriales J.J., (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. Rev. Int. Contam. Ambie. 33, 7-21.

Gómez-Romero, S. E., Gutiérrez-Bustos, D. C., Hernández-Marín, A. M., Hernández-Rodríguez, C. Z., Losada-Cazallas, M., Mantilla-Vargas, P. C. (2016). Factores bióticos y abióticos que condicionan la biorremediación por Pseudomonas en suelos contaminados por hidrocarburos. *Nova. Publicación Científica en Ciencias Biomédicas*, 6(9), 76-84.

Kalaimurugan, D., Balamuralikrishnan, B., Durairaj, K., Vasudhevan, P., Shivakumar, M. S., Kaul, T., Chang, S. W., Ravindran, B., Venkatesan, S., (2020). Isolation and characterization of heavy-metal-resistant bacteria and their applications in environmental bioremediation. Int. J. Environ. Sci. Technol. 17, 1455-1462.

Morales-Bautista, C. M., Lobato-García, C. E., Flores-Jiménez, J., Mendez-Olán, C., (2019). Cambios en las propiedades físicas y químicas de un suelo debido a un proceso de restauración aplicado a un derrame de hidrocarburos. Acta Universitaria 29.

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Norma Oficial Mexicana número 147 de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://www.gob.mx/profepa/documentos/norma-oficial-mexicana-nom-147-semarnat-ssa1-2004, Fecha de consulta: 13 de junio del 202.

Ramos-Arroyo, Y. R., Siebe–Grabach, C. D., (2006). Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México. Rev. Mex. Cienc. Geol. 23, 54-74.

USDA (United States Department of Agriculture). Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations Report N°42, 4ª. ed., U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 2004.

PREDICCIÓN DEL POTENCIAL DE EROSIÓN HIDRICA PARA LA REGIÓN SURESTE DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL

Thais Correa de Assis[1]; Laura Sanchez-Castillo[1], Ignacio González Gutiérrez[1]; Pedro Paulo Gomes de Oliveira[1]

[1]Universidad Autónoma de Tamaulipas, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Facultad de Ingeniería y Ciencia, Centro Universitario, Cd. Victoria, México. C.P. 87120 Tel. 834 3181721, ext. 2111. thaiscorreaassis@gmail.com

RESUMEN

La conservación de suelos y de los ecosistemas son factores relevantes para promover la seguridad alimentaria y mitigar los efectos del cambio climático, sin embargo, la erosión del suelo es un tipo de degradación que afecta al 34% de la tierra del mundo y genera incertidumbres y pérdidas económicas, sociales y ambientales. Por ello, es necesario establecer el riesgo de erosión hídrica para reducir al mínimo los impactos adversos. Así, se realizó la delimitación de áreas susceptibles a la erosión para el municipio de Victoria, Tamaulipas, mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo. El 49% de la superficie del municipio presentó susceptibilidad baja, 42% media, seguido de 4% considerable, 1% alta y 4% muy alta, destacando la importancia de conservar los ecosistemas naturales, con énfasis en las zonas de pendiente.

PALABRAS CLAVE: *Degradación del suelo; erosionabilidad; erosividad; geotecnologías; USLE*

INTRODUCCIÓN

La seguridad alimentaria y el cambio climático son temas recurrentes en las discusiones sobre las tendencias de consumo desenfrenado de los recursos naturales, de esta forma, los suelos que son la base para el establecimiento de cultivos y el punto de partida en los ciclos de la energía y la materia se caracterizan como un recurso fundamental para la garantía de la vida humana (Alewell *et al*., 2019). Sin embargo, según la última encuesta realizada por la FAO (2021), el 34% de la tierra cultivable del mundo presenta algún tipo de degradación, especialmente erosión del suelo.

La erosión del suelo es un fenómeno resultante de la combinación de tres procesos, el desprendimiento, arrastre y reordenamiento de partículas y puede ser ocasionado por la acción del agua y el viento. Como todo recurso que se integra en un ciclo, la pérdida de sedimentos por erosión afecta a otros elementos esenciales para la vida, como el agua, la biodiversidad de los ecosistemas, la producción agrícola y ganadera, entre otros (Braga *et al*., 2010; Montes-León *et al*., 2011).

Por lo tanto, existe una necesidad inminente de prevenir y reducir el efecto causado por este fenómeno a partir de la delimitación de áreas susceptibles apoyadas en modelos de predicción del riesgo de erosión (Benavidez *et al*., 2018). Uno de los primeros modelos propuestos fue la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (Universal Soil Loss Equation,

USLE), que actualmente sigue siendo uno de los más frecuentes en este tipo de determinación, ya que considera los principales factores causales de la erosión hídrica: precipitaciones, edafología, cobertura vegetal y topografía (Majhi *et al*., 2021). Por lo tanto, el presente trabajo tuvo como objetivo aplicar el modelo USLE para determinar la susceptibilidad de áreas pertenecientes al municipio de Victoria a la erosión hídrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de estudio se encuentra en la región central del estado de Tamaulipas, en el municipio de Victoria, entre las coordenadas 23º43' de latitud Norte y 99º07' de longitud Oeste, tiene un clima semicálido-semiseco, presenta una precipitación anual de 924 mm, generalmente concentrada en el verano. Dos cuencas hidrográficas abastecen al municipio, que son: Soto la Marina y Tamesí.

Ecuación Universal de Pérdida de Suelo

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (Ecuación 1), desde su formulación en 1978, es uno de los métodos más populares para estimar la erosión hídrica del suelo. Esta determinación enumera y cuantifica los factores considerados causales de este tipo de degradación, que son: Erosividad por la precipitación (R), erosionabilidad del suelo (K), longitud e inclinación de la pendiente (LS), Uso y ocupación del suelo (C) y presencia de prácticas de conservación (P), esta cuantificación da como resultado una estimación de la pérdida de suelo en t/ha/año. Todos los procedimientos se realizaron en el software QGIS versión 3.16.16.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad \text{(Eq 1)}$$

El factor R corresponde a la energía requerida por la precipitación para iniciar el proceso de erosión, representado por el desprendimiento y transporte de partículas de suelo a través de la escorrentía superficial. Para la determinación de este factor se obtuvieron de la sección de información estadística climatológica de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) los valores de precipitación media anual (PMA) de cada una de las estaciones meteorológicas contenidas en el área de estudio. Con estos valores se aplicó la ecuación regionalizada para la república mexicana propuesta por Becerra (1997) a la región 4 donde se ubica el municipio en cuestión (Ecuación 2).

$$Y = 2.89594\, x + 0.002983\, x^2 \quad \text{(Eq 2)}$$

Donde:
x = Precipitación Media Anual (mm).

El factor K tiene en cuenta la clasificación edafológica del suelo y su textura para determinar la susceptibilidad a eventos de erosión del suelo. Según lo establecido por la FAO, se consideró la información edafológica más reciente del Instituto Nacional de

Estadística Geografía e Informática (INEGI), escala 1:250.000, para el año 2007 y en base a esta información se asignó un factor K a cada tipo de suelo, correspondientes a texturas fina, media y gruesa.

La información sobre la topografía del terreno fue proporcionada por el factor LS, el cual se forma a partir de otros dos factores, la longitud (L) y el grado de pendiente (S). La pendiente se obtiene mediante el Modelo Digital de Elevaciones (DEM) de cada una de las cuencas hidrográficas proporcionadas por el INEGI.

Entre todos los factores analizados, el factor C representa el de mayor influencia en la degradación del suelo, la cobertura vegetal. A través de los mapas de Uso y Ocupación de Suelo proporcionados por el INEGI, escala 1:250.000, para el año 2017, fue posible asignar un valor de C a cada tipo de vegetación, como se muestra en el Cuadro 1.

Finalmente, el factor P corresponde a la presencia de prácticas de conservación del suelo, la evaluación se realiza en campo a través de la observación y puede variar de 0 (presencia) a 1 (ausencia). En este estudio, con base en la información disponible, no se observaron prácticas de manejo.

Cuadro 1. Factor C para cada tipo de cobertura vegetal

Tipo de vegetación	Fator C
Agua	0
Asentamiento Urbano	0
Floresta o Vegetación Secundaria	0.0001
Matorral o Pastizal	0.035
Agricultura	0.039
Sin vegetación	0.043

Fuente: Aguirre-Salado *et al*., 2017

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con base en la información obtenida se generó un mapa para cada factor evaluado y finalmente el mapa de erosión hídrica potencial basado en el modelo USLE, como se muestra en la Figura 1. En el Cuadro 2 se puede observar los valores porcentuales del área afectada por cada una de las clases de erosión potencial hídrica, donde las clases 1 y 2 (baja y media, respectivamente) cubrieron el 91% del área total: el 49% de la superficie del municipio tiene valores bajos por debajo de 1 t/ha/año, mientras que el 42% está incluido en una clase media con valores de hasta 10 t/ha/año, es posible notar que gran parte del área incluida en esta clase se encuentra dentro del límite de la Sierra Madre Oriental, como se evidencia en el Factor LS. Las clases 3 y 5 (considerable y muy alta, respectivamente) ocuparon un área del 4% cada una y, finalmente, la clase 4 (alta), ocupó solo el 1% de la superficie.

Cuadro 2. Clasificación de pérdida potencial de suelo y porcentaje de superficie afectada

Tipo	Rango (t/ha/año)	Clasificación	Superficie Afectada (%)
1	0 – 1	Baja	49
2	1 – 10	Media	42
3	10 – 50	Considerable	4
4	50 - 200	Alta	1
5	> 200	Muy Alta	4

Aunque la pendiente de la ladera es alta, se puede decir que la presencia de bosque preservado o vegetación secundaria asegura un potencial medio de erosión hídrica, enfatizando la importancia de preservar la vegetación nativa y mantener los ecosistemas originales. La SEMARNAT en el año 2008 clasificó a toda la extensión de la Sierra Madre Oriental como altamente susceptible a la erosión hídrica, el cambio observado en este estudio es con relación a la escala de trabajo, ya que el municipio de Victoria abarca solo el 0.4% de esta región fisiográfica. Como se destaca en la Figura 1, gran parte de la extensión territorial del municipio presenta bajo o medio potencial de erosión hídrica, sin embargo una pequeña porción ubicada en la región noroeste exhibe una susceptibilidad muy alta, esto se debe a la ocupación del suelo local, el pastizal.

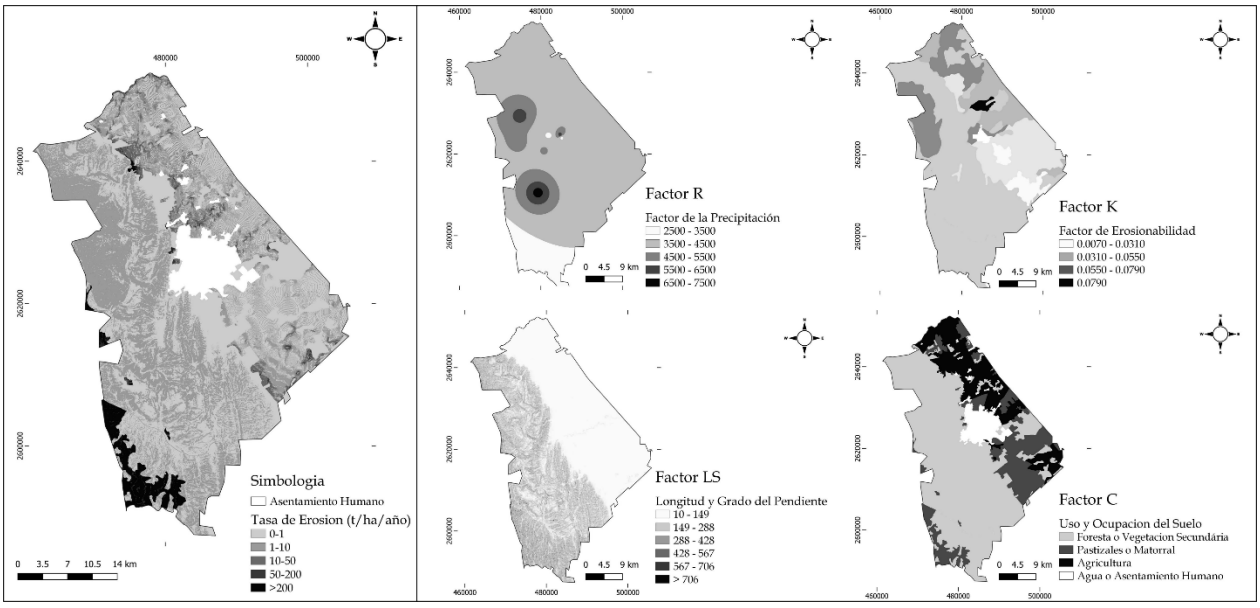


Figura 1. Erosión hídrica potencial y factores R, K, LS y C para el municipio de Victoria

CONCLUSIONES

La obtención de un mapa de erosión hídrica potencial es de suma importancia para el municipio y la región fisiográfica a la que pertenece, además de resaltar la importancia de





preservar los ecosistemas naturales para contener los movimientos de degradación del suelo. Sin embargo, es importante que estos resultados impulsen estudios y planes de recuperación de áreas degradadas para que las tasas de erosión hídrica del suelo se mantengan en niveles bajos y eviten consecuencias a corto y largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y a la Universidad Autónoma de Tamaulipas por su apoyo y patrocinio para la realización de este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Aguirre-Salado, C. A., L. Miranda-Aragón, M. Pompa-García, H. Reyes-Hernández, C. Soubervielle-Montalvo, J. A. Flores-Cano and H. Méndez-Cortés. 2017. Improving Identification of Areas for Ecological Restoration for Conservation by Integrating USLE and MCDA in a GIS-Environment: A Pilot Study in a Priority Region Northern Mexico. International Journal of Geo-Information 6:2-17.

Alewell, C., P. Borrelli, K. Meusburger and P. Panagos. 2019. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. International Soil and Water Conservation Research 7:203-225.

Becerra, M.A. 1997. Erosión de suelos. México, D.F.: Universidad Autónoma de Chapingo.

Benavidez, R., B. Jackson, D. Maxwell and K. Norton. 2018. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. Hydrology and Earth System Sciences 22:6059-6086.

Braga, F. G., R. Tenzini M., F. Lombardi N., O. Primavesi e S. Crestana. 2010. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. Engenharia Sanitária e Ambiental 15:141-148.

FAO (2021). El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. Disponible en: https://www.fao.org/3/cb7654es/cb7654es.pdf

Majhi, A., R. Shaw, K. Mallick and P. Pravin P. 2021. Towards improved USLE-based soil erosion modelling in India: A review of prevalent pitfalls and implementation of exemplar methods. Earth-Science Reviews 221:1-25.

Montes-León, M. A., E. M. Uribe-Alcántara y E. García-Celis. 2011. Mapa nacional de erosión potencial. Tecnología y Ciencias del Agua 11:5-17.

SEMARNAT. 2008. Informe de la situación del medio ambiente en México: compendio de estadísticas ambientales. Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_2008/00_intros/pdf.html





INTENSIFICACIÓN DE LA FRANJA DE DURAZNEROS BAJO EL SISTEMA MIAF EN LA ZONA MAZAHUA

Eduardo Muñoz-Ruiz*[1]; Horacio Santiago-Mejía[2]; Ildefonso Ronquillo-Cedillo[2]; Rocio Albino-Garduño[2]; José Isabel Cortes-Flores[3]; Julie Grossmman[4]

[1]Maestria en Gestión de la Innovación Rural Sustentable, Universidad Intercultural del Estado de México.
[2]División de Desarrollo Sustentable, Universidad Intercultural del Estado de México, San Felipe del Progreso, Estado de México. Libramiento Francisco Villa S/n., C.P. 50640.
[3]Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. C.P. 56230.
[4] Departament of Hortucultural Science, University of Minnesota, 305 Alderman Hall 1970. Folwell Ave. St. Paul, MN 55108.
*eduardomunoz0894@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de la calabaza de guía (*Cucurbita, pepo*) y bayocote (*Phaseolus coccineus* L.) en el crecimiento vegetativo de los durazneros para la intensificación eficiente de la tierra de labor durante el primer año del árbol frutal. El diseño experimental se realizó en bloques al azar con tres repeticiones; los tratamientos fueron calabaza de guía, bayocote y suelo sin cobertura. Las variables crecimiento vegetativo, contenido de humedad del suelo, cobertura vegetal, rendimiento e ingreso neto de las especies anuales. Éstas se evaluaron a los 60, 120 y 180 días después de la siembra-plantación. Los datos de las variables se analizaron a través de un análisis de varianza y comparación de medias con la prueba Tukey ($p<0.05$) en el programa SAS® 9.4. La calabaza de guía disminuyó el diámetro de los durazneros, ya que hubo menor humedad del suelo. En cambio, el bayocote no disminuyó el diámetro, altura de los durazneros. A diferencia del bayocote, la calabaza de guía generó ingresos positivos. Las especies locales como el bayocote son pertinentes para cultivarse en la franja de frutales de la MIAF en su primer año de establecimiento.

PALABRAS CLAVE: *Agricultura tradicional; crecimiento vegetativo; especies anuales; ingreso neto.*

INTRODUCCIÓN

En la agricultura tradicional, las familias campesinas de la zona mazahua se enfrentan a una escasez de tierra de labor y de alimentos básicos. El uso de herbicidas ha ocasionado la pérdida de cultivos anuales locales de uso alimenticio, forrajero, medicinal o de ornato. Esta situación favorece la siembra de monocultivos que propicia la escasez de alimentos básicos y disminuye los ingresos netos familiares. Como respuesta a la problemática multidimensional de la agricultura campesina se ha desarrollado el sistema MIAF. La finalidad de este sistema es optimizar la tierra de labor, incrementar la producir alimentos básicos, los ingresos netos y el empleo familiar.

En los primeros años del establecimiento del sistema MIAF, el árbol frutal está en su etapa juvenil (crecimiento vegetativo), ocupa el 40 % de la superficie en laderas con pendientes

mayores al 20 % o el 30 % cuando la pendiente es menor al 20 %. Ante la falta de ingresos económicos derivados del árbol frutal y la disminución de la tierra de labor para producción de alimentos básicos; el campesino se enfrenta a escasez de alimentos y a dificultades económicas, debido a la inversión en el manejo del árbol frutal hasta la etapa de producción.

Ésta limitante no solo se presenta en el sistema MIAF, sino también en los sistemas frutícolas a pequeña escala. Por ello, se han realizado investigaciones científicas en pro de la intensificación de la tierra de labor, rentabilidad económica al incorporar especies anuales locales. Para ello, se muestran respuestas diferentes en los árboles frutales cuando son cultivados con especies anuales. Ejemplo de ello; la competencia por humedad en el suelo cuando se cultivan manzanos (*Malus pumila* M.) con soya (*Glycine max*), fertilizantes y distancia entre las especies anuales y manzanos (Sun *et al.,* 2018). Por otro lado, en árboles de limón persa (*Citrus latifolia* Tan) y coco (*Cocos nucifera L.)* asociados con maíz y frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) incrementaron su altura y diámetro de tallo, y las especies anuales su rendimiento (Rebolledo-Martínez *et al.,* 2019). Algunos otros estudios reportan que las especies anuales cultivadas en las franjas de árboles frutales optimizan la tierra de labor, tal es el caso de maíz, maní (*Arachis hypogaea*), mijo (*Setaria italica*) con manzano o que incrementan la rentabilidad económica con soya y maní en manzanos (Xu *et al.,* 2019).

En el caso de las especies anuales locales tienen usos específicos por los campesinos dentro de su agroecosistema. La calabaza de guía como especie anual local, ya que se aprovecha desde las flores, calabacita verdura, calabaza madura y hasta las semillas; y del bayocote el grano. Estas especies se consumen y comercializan en toda la zona mazahua del norte del Estado de México lo que permite un agroecosistema más sostenible. Este trabajo de investigación esta bajo el supuesto que las especies anuales no restringen el desarrollo vegetativo de los durazneros en su primer ciclo vegetativo en el terreno de cultivo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la calabaza de guía (*Cucurbita, pepo*) y bayocote (*Phaseolus coccineus* L.) en el crecimiento vegetativo de los durazneros para la intensificación eficiente de la tierra de labor durante el primer año del árbol frutal.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en San Pablo Tlachichilpa en la región mazahua del Estado de México; entre los paralelos 19° 42’ de latitud norte y 99° 59’ de longitud oeste; a una altura de 2,669 msnm, con una precipitación de 800- 1 100 mm, clima templado subhúmedo y con un suelo andosol (INEGI, 2009). La parcela MIAF fue establecida en un terreno con una pendiente menor al 20% en el periodo primavera-verano de 2020. Con tres tratamientos, calabaza de guía (*Cucurbita, pepo*) y el bayocote (*Phaseolus coccineus* L.) como material vegetal y suelo sin cobertura como testigo, en un diseño experimental en bloques al azar de tres repeticiones. Los durazneros (*Prunus persica*) fueron de la variedad ´Azteca de Oro´, injertado sobre un cultivar criollo.

La unidad experimental está delimitada por una franja de 4.8 m de ancho y 10 m de largo. Cada franja del duraznero es una repetición. En el centro de la franja se plantaron los durazneros a un metro de distancia entre ellos, 10 durazneros en total, por tratamiento. La distancia de los surcos al tronco del duraznero fue a 0.8 y a 1.6 m. Las distancias entre matas de calabaza de guía 1 m y bayocote 0.5 m; el número de plantas por mata fue de una y dos,

respectivamente. La calabaza de guía y el bayocote se fertilizaron con la dosis 120-140-40 kg ha^{-1} de N-P-K y 10 ton ha^{-1} de estiércol precompostado. Los durazneros fue con la dosis 20-20-20 g de N, P_2O_5, K_2O_5 en combinación de 1000 kg de estiércol precompostado por duraznero.

En cada tratamiento se evaluaron las variables crecimiento vegetativo, contenido de humedad del suelo, cobertura vegetal, rendimiento e ingreso neto de las especies anuales. Todas las variables estudiadas se evaluaron a los 60, 120 y 180 Días Después de la Siembra (DDS) y Días Después de la Plantación (DDP) mediante métodos destructivos. En el caso de los cortes de flor y fruto fresco de la calabaza de guía fue a los 87 a 130 DDS y la recolecta de fruto maduro fue a los 157 DDS. La cosecha del grano del bayocote fue a los 162 DDS. No se tomaron en cuenta los extremos a lo largo de la unidad experimental; se eliminaron 1 m en cada extremo, del área útil será de 8.0 m de largo y 4.8 m de ancho.

La altura del árbol y el diámetro del tallo se midió en seis árboles por unidad experimental. La altura (cm) se tomó del punto de unión de la variedad con el portainjerto al ápice del tallo y el diámetro del tallo (mm) se midió con un vernier digital (Electronic digital caliper® 0-300 mm), 2 cm arriba del punto de unión del injerto. Con los datos obtenidos se calculó la tasa acumulada de crecimiento (Poorter y Lewis, 1986). El contenido de la humedad del suelo se muestreo entre los surcos de los cultivos de cobertura: calabaza de guía o bayocote con un total de 24 submuestras por unidad experimental. Las muestras se colocaron en un horno de secado (Lumiteell ®HTP-42) a 105°C hasta obtener un peso constante. El calculó de contenido de humedad en el suelo se cuantificó a través del método gravimétrico. La cobertura vegetal de la calabaza de guía y el bayocote se realizó con la metodología de Cuba *et al.*, (2007). El muestreo se hizo en los cuatros surcos en que se estableció el cultivo de cobertura en la unidad experimental. Para para delimitar el área de cobertura vegetal se reportó en porcentaje.

El rendimiento de la calabaza de guía se registró el rendimiento de flor, calabacita verdura, calabaza madura y semilla. La muestra fue una mata por surco (4 plantas) en cada unidad experimental. El rendimiento de flor se calculó con el total de flores masculinas y se reportó en manojos m^{-2}. El rendimiento de calabacita verdura se registró el número de frutos y peso, y se reportó en kg m^{-2}. A partir del mes de junio las calabacitas verdura con un peso de 250 g o más se dejaron madurar hasta su cosecha para calcular el rendimiento de la calabaza madura que se reportó en frutos m^{-2}. Las calabazas maduras se pesaron antes de extraer las semillas, las cuales se secaron a peso constante y se reportó en kg m^{-2}. Para el rendimiento de grano del bayocote se cosecharon las vainas de dos matas (cuatro plantas) por surco de cada unidad experimental. El rendimiento se estimó al 14% de humedad y se reportó en kg m^{-2}. A partir de los rendimientos obtenidos de la calabaza de guía (flores, calabacita verdura, calabaza madura y semillas) y grano del bayocote en 3333 m^2, generados en el primer año (2020) del establecimiento de la MIAF, se calculó el Ingreso Neto (IN) con la formula IN= IT-CT (Volke, 1982).

Los datos de las variables medidas se les aplicó un análisis de varianza y comparación de medias con la prueba Tukey ($p<0.05$), con el programa SAS® 9.4.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La calabaza de guía y el bayocote usados como cultivos de cobertura no afectaron la altura del árbol, esto se evidenció al comparar la altura alcanzada con el suelo sin cobertura, en las tres fechas de muestreo (60, 120 y 180 DDP); sin embargo, diámetro del tallo si fue afectado. A partir de los 120 DDP los durazneros asociados con calabaza de guía tuvieron un menor diámetro que los cultivados en suelo sin cobertura. A los 120 DDP mantuvo un mayor contenido de humedad del suelo en la franja de los árboles frutales en comparación con aquella cultivada con durazneros y calabaza de guía o sin cobertura. A los 180 DDP, época en la que ya había dejado de llover, los durazneros asociados con bayocote tuvieron un mayor uso eficiente de la humedad, aun cuando ésta fuera menor en las franjas con cultivos de cobertura que en suelo sin cobertura; sin detrimento en su crecimiento en el diámetro del tallo. En la franja de los durazneros a los 60 DDS, el follaje de la calabaza de guía cubrió el doble de superficie del suelo que el de bayocote; y esta cobertura fue mayor en el surco contiguo aguas abajo al duraznero. De los 60 a los 120 DDS la cobertura vegetal del suelo de la calabaza de guía se duplicó y la del bayocote se cuadruplicó; ambas especies alcanzaron la misma cobertura del suelo. Y de los 120 a los 180 DDS, la cobertura vegetal de ambas especies disminuyó alrededor del 10 %. La calabaza de guía y el bayocote cubren hasta un 80 % la superficie del suelo de la franja del duraznero en la MIAF. Los rendimientos de la calabaza de guía en 48 m^2 fueron 137.1 manojos de flor, 34.06 kg de fruto verdura, 62.7 frutos maduros y 0.374 kg de semilla; los cuales generaron un ingreso neto de $2,305.24 pesos. En el caso del bayocote, el rendimiento del grano fue de 3.81kg en 48 m^2; con un ingreso neto de -$13.06 pesos.

Al final del ciclo agrícola de los cultivos de cobertura, el crecimiento vegetativo (altura y diámetro) asociados con bayocote fue igual que en la franja del árbol frutal sin cobertura; esto indica que el bayocote no restringe el crecimiento vegetativo de los durazneros. La disponibilidad de humedad en el suelo es determinante para el crecimiento vegetativo de un árbol frutal (Rahmati *et al.*, 2015). Por otro lado, la literatura menciona que los durazneros jóvenes son muy sensibles a la competencia por humedad al asociarse con gramíneas y leguminosas a diferencia de la presencia de vegetación entre los durazneros (Forey *et al.*, 2016). La calabaza de guía usada como cultivo de cobertura en la franja de los durazneros de la MIAF generó ingresos económicos superiores a los reportados por Apáez-Barrios *et al.*, (2019). En cambio, el bayocote no genera beneficios económicos, similar al estudio por Qiao *et al.*, (2019) con Prunus armeniaca L. Saimaiti, asociado con trigo que presentó baja rentabilidad. Rojas-Victoria *et al.*, (2017) mencionan que el rendimiento de grano de bayocote y los ingresos se disminuyen al asociarse con otra especie.

CONCLUSIONES

Para el primer año de establecimiento de la parcela experimental MIAF con franjas de duraznero cultivadas con calabaza de guía y frijol de bayocote como cultivos de cobertura se concluye que: La calabaza de guía restringe el crecimiento vegetativo de los durazneros, esto se refleja en un menor diámetro del tallo con los durazneros cultivados sin cultivos de cobertura, debido a una menor disponibilidad de humedad. El bayocote no restringe el crecimiento vegetativo en altura y diámetro de los durazneros similar al testigo. La calabaza

de guía generó ingresos positivos a la familia campesina mientras que el bayocote no generó ingresos, pero tienen el potencial para implementarse como cultivo de cobertura, para cubrir el suelo de la franja de la MIAF en su primer año de establecimiento.

BIBLIOGRAFÍA

Apáez-Barrios, P., ves Lara-Chávez M. B. N., Apáez-Barrios M. y Raya-Montaño Y. A. 2019. Producción y rentabilidad de calabacita con aplicación de zeolita y fertilizante químico. Revista mexicana de ciencias agrícolas 10(SPE23):211–21.

Cuba, Z. L., Suárez J. D., Schiettecatte W. y Ruiz M. E. 2007. Efecto de la cobertura vegetal de cultivos agrícolas principales sobre el proceso de erosión en suelos de la cuenca del río Cuyaguateje. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias 16(3): 76-83.

Forey, O., Metay A.y Wery J. 2016. Differential effect of regulated deficit irrigation on growth and photosynthesis in young peach trees intercropped with grass. European Journal of Agronomy 81:106–16.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) 2009. San Pablo Tlalchichilpa, San Felipe del Progreso, México (150740103). Recuperado en https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=15

Poorter, H., y Lewis C. 1986. Testing differences in relative growth rate: a method avoiding curve fitting and pairing. Physiologia Plantarum 223–26.

Qiao, X., Sai L., Chen X., Xue L. y Lei J. 2019. Impact of fruit-tree shade intensity on the growth, yield, and quality of intercropped wheat. PLOS ONE 14(4):e0203238.

Rahmati, M., Davarynejad G. H., Génard M., Bannayan M., Azizi M., y Vercambre G. 2015. Peach water relations, gas exchange, growth and shoot mortality under water deficit in semi-arid weather conditions. *PLOS ONE* 10(4):e0120246.

Rebolledo-Martínez, L., Megchún-García J. V., Rebolledo-Martínez A. y Orozco-Corona D. M. 2019. Asociación de frutales de limón persa (Citrus latifolia) y palma de coco (Cocos nucifera L.) con el aporte de materia seca por cultivos anuales. Rev. iberoam. bioecon. cambio clim. 5(10):1248–66.

Rojas-Victoria, N. J., Escalante-Estrada J. A. S., Conde-Martínez F. V., Mejía-Contreras J. A. y Díaz-Ruíz R. 2017. Rendimiento del frijol ayocote y maíz del agrosistema asociado en función del número de plantas por mata. Terra Latinoamericana 35(3): 219–28.

Sun, Y., Bi, H., Xu, H., Duan, H., Peng, R. y Wang, J. 2018. Below-ground interspecific competition of apple (Malus Pumila M.)–soybean (Glycine Max L. Merr.) intercropping systems based on niche overlap on the Loess plateau of China. Sustainability 10(9):3022.

Volke, H. V. (1982). Optimización de insumos de la producción en la agricultura. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas. Montecillo, Estado de México. 61 pág.

Xu, H., Bi H., Gao L. y Yun L. 2019. Alley cropping increases land use efficiency and economic profitability across the combination cultivation period. Agronomy 9(1): 1-19.

CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN DOS SISTEMAS GANADEROS: SILVOPASTORIL Y PASTIZAL SIN ÁRBOLES EN VILLAFLORES, CHIAPAS, MÉXICO

Juan Carlos López Hernández[1], Deb Raj Aryal[2], Rene Pinto Ruiz[1], Mariela Beatriz Reyes Sosa[2], Adalberto Hernández López[1], Gilberto Villanueva López[3], Rajan Ghimire[4]

1. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Ocozocuautla-Villaflores Km. 84.5, Villaflores, Chiapas, México.
2. CONACYT-Universidad Autónoma de Chiapas.
3. El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco.
4. New Mexico State University, Agricultural Science Center, Clovis, NM, USA

Autor para correspondencia: juan.lopez15@unach.mx

RESUMEN

Los sistemas silvopastoriles con *Leucaena leucocephala* son importantes para revertir el proceso de degradación de los pastos, debido a la capacidad que tienen para la fijación de carbono orgánico y la mitigación de los gases de efecto invernadero. El objetivo de esta investigación fue evaluar la cantidad de carbono almacenado en el suelo en dos sistemas ganaderos: monocultivo de pastizal sin árboles y sistema silvopastoril con *L. leucocephala* en un rancho ganadero de la región Frailesca de Chiapas, México. La variable evaluada fue carbono orgánico del suelo (COS) a una profundidad de 0 a 50 cm, mediante el método de Walkley y Black, adaptado con espectrofotometría y calibrándo con sacarosa. El promedio de la concentración de COS varió entre 2.5 y 3.2% dependiendo de la profundidad de suelo. Sin embargo, no se encontró diferencia significativa entre sistemas ganaderos ($F = 1.93$, $p = 0.17$) así como tampoco una interacción significativa entre sistema ganadero y las profundidades de suelo. Se puede concluir que, aunque la diferencia en el COS entre sistema silvopastoril y monocultivo no fue significativa, se recomienda evaluar la contribución de biomasa arbóreo en la acumulación carbono total del sistema.

PALABRAS CLAVE: *sistemas ganaderos, COS, monocultivo, pastizal, agroforestería pecuaria.*

INTRODUCCIÓN

El cambio climático es una preocupación mundial; fenómeno asociado con las actividades antropogénicas que trae como consecuencia el calentamiento de la superficie de la tierra, principalmente a causa del uso de combustibles fósiles, la deforestación y cambio de uso del suelo (Cantú *et al*., 2018). Una forma de mitigar los efectos del cambio climático es a través de la captura de carbono en el suelo (Espinosa, 2012). En México, la extensión de tierra en producción ganadera ha aumentado con el tiempo. La conversión de tierras forestales a monocultivo de potreros ha sido una de las causas de emisiones de CO_2, especialmente en la región sur-sureste de México (Aryal et al. 2018).

En este contexto, es urgente realizar estudios para identificar y evaluar alternativas de explotación pecuarias que sean más sostenibles que los sistemas tradicionales de

monocultivo, y que permitan hacer un mejor uso y manejo de los recursos naturales para revertir los impactos ambientales derivados de las actividades pecuarias. Los sistemas silvopastoriles (SSP) representan una alternativa tecnológica de producción pecuaria sustentable. Dichos sistemas involucran árboles o arbustos que interactúan con los pastos y animales, todos estos componentes, se encuentran bajo un sistema de manejo integral que incrementan el rendimiento y calidad de forraje, lo cual mejora la productividad animal (Casanova-Lugo *et al.,* 2011).

Asimismo, ofrecen otros beneficios ambientales como la fijación y reciclaje de nitrógeno atmosférico, protegen al suelo de la erosión y a la vez, adicionan materia orgánica en el suelo. La especie *L. leucocephala* es la más utilizada en SSP en zonas tropicales (Bacab *et al.,* 2013). Estudios realizados en estos sistemas indican que el contenido de carbono (C) en suelo es mayor que un sistema de monocultivo de pasto sin árboles (Casanova *et al.,* 2011). Este estudio cuantifica la cantidad de C que es almacenado en el suelo a diferentes profundidades en un sistema silvopastoril con la especie *L. leucocephala* y compararlo con un sistema de monocultivo de pastizal sin árboles.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada en el Rancho Llano Alto en el municipio de Villaflores, Chiapas, México, localizado entre los 16º 19' 3''Latitud Norte y 93º 7' 36'' Longitud Oeste, con una altitud de 553 m.s.n.m. Presenta un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, precipitación media anual de 1200 mm y temperatura media anual de 24.6 ^{0}C (García, 1987). Se utilizó un diseño completamente al azar con arreglo factorial en dos sistemas ganaderos y cinco profundidades con 12 repeticiones de cada uno.

Se colectó 120 muestras de suelo (60 en SSP y 60 en monocultivo) a profundidades de: 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 y 40-50 cm utilizadas para analizar el carbono en el suelo (COS) mediante el método de Wakley y Black (1934). El suelo se tamizó con una malla de 2 mm y se pesó en una balanza analítica (0.250 g de suelo). A esta muestra se le agregó $K_2Cr_2O_7$, H_2SO_4 y agua destilada, posteriormente, se tomaron lecturas en el espectrofotómetro a 600 nm. Para el cálculo de carbono se utilizó la siguiente ecuación: Y=55.59X que proviene de la calibración con sacarosa. El trabajo de separación, pesado y el análisis del suelo, se realizó en el laboratorio de la Facultad de Ciencias Agronómicas Campus V de la Universidad Autónoma de Chiapas. Se realizó un ANOVA factorial y prueba de Tukey ($p<0.05$) con el paquete estadístico IBM SPSS Statistics.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración de COS en promedio varió entre 2.5% (2.2 – 3.0, intervalo de confianza de 95%) y 3.2% (2.8 - 3.6, intervalo de confianza de 95%) dependiendo del sistema ganadero y la profundidad de suelo (Figura 1). Sin embargo, no se encontró diferencia significativa entre sistema silvopastoril y monocultivo de pasto ($F = 1.93$, $p = 0.17$). No se encontró interacción entre sistema ganadero y las profundidades de suelo ($F = 0.69$, $p = 0.60$).

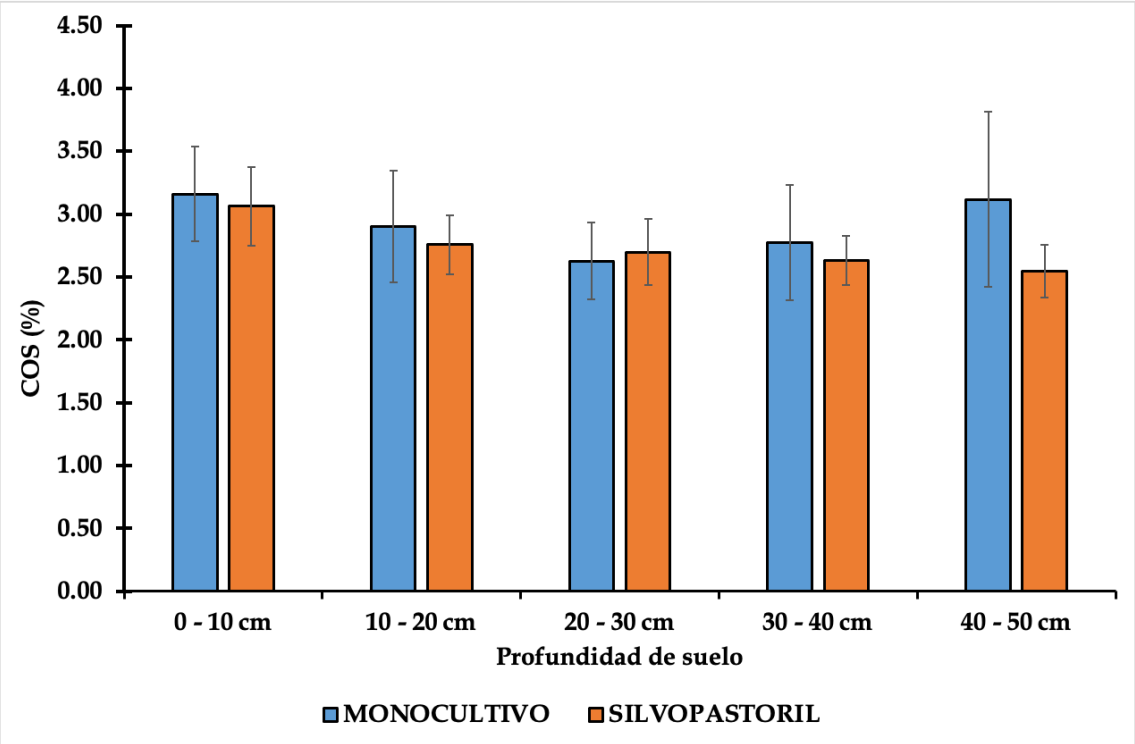


Figura 1: Las concentraciones de carbono orgánico de suelo entre sistema silvopastoril de *L. leucocephala* y monocultivo de pasto a diferentes profundidades de suelo en Villaflores, Chiapas. Las barras de error indican los intervalos de confianza de 95%.

Estos resultados defieren con Lok (2013) y Contreras (2020), quienes mencionan que, en el sistema silvopastoril, la presencia de hojarasca que aporta la especie *Leucaena* genera una mayor actividad biológica y por lo tanto mayor captura de carbono. En este mismo sentido, Morales (2021), reporta que en un sistema silvopastoril existe una mayor acumulación de carbono orgánico del suelo con respecto del monocultivo de pastos. Así mismo Martínez (2020), cuantificó que un 26.3 % de carbono orgánico se pierde por el cambio de usos del suelo y afirma que existe mayor acumulación de carbono en un sistema silvopastoril con respecto de un sistema de monocultivo de pastizal sin árboles. Sin embargo, en este estudio, la diferencia en COS entre dos sistemas ganaderos no fue significativa, por lo que es importante evaluar otros parámetros físico-químico de suelo y acumulación de nitrógeno, tomando en cuenta que *L. leucocephala* es una especie leguminosa. En el sistema silvopastoril, el suelo fue removido en capas antes del establecimiento de la especie *L. leucocephala*, por esta razón, se puede atribuir la diferencia en COS de cada profundidad de suelo.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos se concluye que el carbono almacenado en el suelo en ambos sistemas fue similar.

En relación con la profundidad de muestreo, no se encontró una tendencia de disminución de COS en ambos sistemas.

Sin embargo, en el sistema silvopastoril se observó que en la profundidad de 0-10 y 10-20 se encontró mayor acumulación de hojarasca y mantillo generando mayor actividad biológica y aumentando la posibilidad de capturar carbono en el suelo, contribuyendo así al mejoramiento del suelo a través del incremento de la materia orgánica.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al C. Ing. Federico Montejo Camacho, propietario del Rancho Llano Alto, Municipio de Villaflores, Chiapas; por las facilidades prestadas para la realización de esta investigación en el sistema silvopastoril.

BIBLIOGRAFÍA

Cantú, S., I., Yáñez D. M. Inés. 2018. Efecto del cambio de uso de suelo en el contenido del carbono orgánico y nitrógeno del suelo. Revista mexicana de ciencias forestales, *9*(45), 122-151. https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.138.

Casanova-Lugo, F., Petit-Aldana, J., & Solorio-Sánchez, J. (2011). Los sistemas agroforestales como alternativa a la captura de carbono en el trópico mexicano. Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente, *17*(1), 133-143.

Contreras-Santos, J. L., Martínez-Atencia, J., Cadena-Torres, J., & Falla-Guzmán, C. K. (2020). Evaluación del carbono acumulado en suelo en sistemas silvopastoriles del Caribe colombiano. Agronomía Costarricense, *44*(1), 29-41.

Espinosa D. W. 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 18(1): 57-70, 2012.

Hernández, Ch. M., 2008. Efecto de los Sistemas Silvopastoriles en la Fertilidad Edáfica. V Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible 2008. Estación Experimental "Indio Hatuey" Matanzas, Cuba. Zootecnia Trop. 26(3): 319-321. 2008 319

Lok, S., Fraga, S., Noda, A., & García, M. (2013). Almacenamiento de carbono en el suelo de tres sistemas ganaderos tropicales en explotación con ganado vacuno. Revista Cubana de Ciencia Agrícola, *47*(1), 75-82.

López Musalem, A. (1998). Aporte de los sistemas silvopastoriles al secuestro de carbono en el suelo.

López, G., G., Iracheta, D. L., Avendaño, A. C.H. 2010. Tecnologías de Producción para el Trópico. 65 Aniversario del Campo Experimental Rosario Izapa. INIFAP. Libro Técnico Núm. 7. Tuxtla Chico, Chiapas, Mexico. 222p.

Martínez, S. R., 2021. Reservas de carbono orgánico del suelo en un Chernozem bajo dos usos de suelo. XII Simposio Internacional del Carbono en México.

Morales, R. D., 2021. Almacenamiento y tasa de acumulación de carbono en sistemas silvopastoriles en Chiapas, México. XII Simposio Internacional del Carbono en México.

Raj A. D. 2018. Potencial de almacenamiento de carbono en áreas forestales en un sistema ganadero. Revista mexicana de ciencias forestales, 9(48), 150-180. https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.184

NIVEL DE DEGRADACIÓN DEL SUELO DE LA SELVA LACANDONA UTILIZADO EN LABORES AGROPECUARIAS

María de Lourdes Adriano-Anaya; Virginia Pérez-Díaz; Miguel Salvador-Adriano; Alfredo Vázquez-Ovando Rito Coronel-Niño Miguel Salvador-Figueroa*

Instituto de Biociencias. Universidad Autónoma de Chiapas.
Boulevard Príncipe Akishino sin numero. Colonia Solidaridad 2000. Tapachula, Chiapas (México). *Correo-e: miguel.salvador@unach.mx

RESUMEN

Se determinó las características fisicoquímicas y la actividad enzimática en 10 sitios ubicados en el área de uso agropecuario en el municipio de Marqués de Comillas dentro de los limites de la Reserva de la Biosfera "Montes Azules", Chiapas y de la zona protegida de la Estación "Chajul". Las distintas variables estudiadas mostraron amplio rango de variación. La determinación del índice de degradación del suelo ubicó a los suelos de uso agropecuario como de mediana y alta degradación. Cuando todas las variables se emplearon en el análisis discriminante, el contenido de amonio y actividad de esterasas, permitieron discriminar entre los sitios.

PALABRAS CLAVES: *calidad de suelo; degradación, enzimas; Reserva de la Biosfera "Montes Azules".*

INTRODUCCIÓN

La transformación en campos agropecuarios de las áreas originales de selvas y bosques, ha modificado la estructura y reducido la fertilidad química y física del suelo (Sampaio, 2009). En Chiapas, México, la Selva Lacandona (SL) perdió 48% de su cobertura forestal (Rios-Quiroz et al., 2021). Para recuperar la riqueza vegetal de la SL diversos esfuerzos se han realizado, sin embargo, para establecer el plan más adecuado es requisito conocer el estado del suelo. Diversos estudios han indicado que la evaluación de los suelos debe estar basada en la cuantificación de parámetros fisicoquímicos (pH, saturación de bases, capacidad de campo, materia orgánica, NPK, entre otros) y biológicos (proteasas, fosfatasas ácidas, ureasas, **β**-glucosidasas y deshidrogenasas, entre otras) (Celis, *et al*., 2009). Sin embargo, hasta ahora éstos solo dan constancia de la mayor o menor cantidad de la variable evaluada (Hopkins *et al.,* 2008) y de la influencia del pH, humedad, temperatura y periodo estacional (Reyes *et al*., 2011). Recientemente, Adriano-Anaya *et al.* (2019) propusieron una escala, y el procedimiento de cálculo, para definir un índice de degradación del suelo (IDS) por lo que el objetivo de este trabajo fue determinar el nivel de degradación del suelo de la Selva Lacandona utilizado en actividades agropecuarias.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo fue realizado en el municipio de Marqués de Comillas, Chiapas (16°54'21''N; 92°05'37''O), dentro de los límites de la reserva de la biosfera "Montes Azules". Los sitios

de muestreo [Sendero Granja, Circuito Norte, Arroyo José y Arroyo Miranda (16°06'61''N; 90°56'73''O y 16°08'56''N; 90°55'27''O)] fueron ubicados en la zona protegida (ZP), de la Estación "Chajul" y en la zona de uso agropecuario (ZUA), (Ejidos Boca de Chajul, Playón de la Gloria y Galacia (16°04'86''N; 090°52'80''O y 16°10'08''N; 090°51'47''O)]. A los sitios de muestreo de la ZUA se les asignó el nombre del propietario en Boca de Chajul, los sitios fueron: Teódulo (TE) (16°05'01''N; 090° 52'65''O), Ricardo (RI) (16°06'17'' N; 090°56'02''O), Laureano (LA) (16°0.51'80"N 090°52'.89''O), Francisco (FR) (16°05'.69''N 090°54'24''O) y Gabino (GA) (16°04'.86''N 090°52'.80''O); en Playón de la Gloria: Olivar (OL) (16°05'8"N; 090°52'73'' O), Ramiro (RA) (16°08'08''N; 090°54'52''O) y Rubén (RU) (16°08'33''N; 090°54'50'' O) y en Galacia: Heriberto (HE) (16°09'68'' N; 090°52'68''O) y Abel (AB) (16°10'08'' N; 090°51'47''O). La toma de muestras fue realizada en abril y diciembre del 2018; en la ZUA, fueron definidos dos transectos, de 50 m de longitud, paralelos al arroyo. La distancia de cada transecto fue de 5 m y 10 m respecto al arroyo. Para cada transecto fueron recolectadas tres muestras. En la ZUA, la actividad preponderante es la ganadería. Para la ZP los transectos fueron de 1 km y las muestras se tomaron cada 200 m. Las muestras de suelo (1.0 kg) fueron recolectadas de cinco hoyos de 20 cm de diámetro por 30 cm de profundidad. En cada hoyo se determinó: pH, conductividad eléctrica y temperatura. Las muestras fueron trasladadas al Instituto de Biociencias, se secaron a temperatura ambiente, se tamizaron (200 □m) y conservaron a -27°C. Las propiedades físico-químicas determinadas fueron: nitrógeno total (NT), materia orgánica (MO), fósforo disponible (P), NO_3^-, Na^+, NH_4^+, K^+ y Ca^{+2}. Además, fueron determinadas las actividades enzimáticas (Katal g_{suelo}^{-1}) de proteasas (Ladd y Butler, 1972), ureasas (Tabatabai y Bremner, 1969), invertasas (Inbar *et al.*, 1991), fosfatasas acida y alcalina (Tabatabai, 1994), β-glucosidasas (Coughlan, 1985) y esterasas (Kokalis-Burelle *et al.*, 1994). El índice de degradación del suelo (IDS) fue calculado de acuerdo al procedimiento de Adriano-Anaya *et al.* (2019). Los datos fueron sometidos al análisis de varianza y prueba de Duncan. Los valores de desviación estándar fueron sometidos al análisis discriminante. con el programa InfoStat profesional versión 2011.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respecto a los valores de las variables fisicoquímicas de ZP, de abril, se encontró que el P_i fue 1.32 y 1.02 veces mayor en GA y RU, el resto tuvo menor cantidad de dicho elemento [1.07 (TE) - 1.41 (RI) veces]. Así mismo, el K fue menor en todos los sitios de la ZUA [1.01 (RA) - 4.48 (AB) veces], con excepción del sitio TE que tuvo concentración similar. Respecto al Na^+ FR, HE, RU y AB tuvieron mayor cantidad (2.81, 2.56, 1.10 y 1.04 veces), los restantes tuvieron menor cantidad. En relación al contenido de NH_4^+, NO_3^-, NT y MO se encontró que con excepción de HE y AB, que tuvieron mayor cantidad de NH_4^+(1.45 y 1.13 veces), y FR y RA que tuvieron 1.27 y 1.08 veces más MO, todos los demás suelos mostraron menores cantidades de las cuatro variables. [1.15 (LA y RA) - 2.45 (FR) para el NH_4^+; 1.15 (TE) - 36.41 (GA) para el NO_3^-; 1.14 (RA) -1.71 (RI, RU y HE) para el NT; y 1.10 (GA) - 3.19 (TE) para MO]. Así mismo, únicamente RU tuvo mayor CE y pH (1.28 y 1.14 veces). La T todos los sitios fueron iguales. Durante el muestreo de diciembre el mayor contenido de P, K, NH_4^+, NT y MO, respecto a la ZP lo tuvieron RA (1.09 veces), GA (1.12), RI, (23.57 veces), TE (1.13

veces) y OL (1.49 veces) y el menor contenido de Na (1.40 veces) lo tuvo RA. Así mismo, todos los sitios tuvieron menor contenido de Ca [1.06 (AB) - 3.65 (TE) veces). Por su parte la CE fue 1.21, 1.09 y 1.03 veces mayor para RU, OL y RI. La T y el pH tuvieron similares valores. Respecto a los valores de las actividades enzimáticas se observó, respecto a ZP, que durante el muestreo de abril en los suelos de la ZUA las esterasas, las fosfatasas alcalinas y las fosfatasas ácidas fue menor [1.06 (RA) - 43.00 (GA); 1.66 (AB) - 12.98 (FR); 1.07 (LA) - 2.90 (AB), veces]. Por su parte la proteasa fue mayor en HE y OL (1.08 y 1.15 veces), en el resto fue menor [1.07 (GA) - 1.53 (RU) veces]. Así mismo, la β-glucosidasa fue mayor en OL, LA, GA y RI (1.73, 1.72, 1.36 y 1.10, veces) y en los sitios restantes fue menor [de 1.03 (RU) - 3.83 (TE) veces]. Respecto a la invertasa OL y GA tuvieron mayor actividad (1.56 y 1.13 veces), el resto mostró de 1.10 (FR) hasta 6.36 (HE) veces menor actividad. La actividad de ureasa fue menor en HE, LA y GA (1.63, 1.68 y 2.77 veces), en los restantes sitios dicha actividad fue mayor [1.19 (FR) - 2.30 (RA)]. En las muestras de diciembre se encontró que la actividad de proteasa y β-glucosidasa fue, respecto a la ZP, mayor en todos los sitios de la ZUA [1.07 (RI) -1.28 (OL) veces para la primera y de 1.50 (GA) - 14.33 (RU) veces para la segunda]. Por su parte, todos los sitos de la ZUA tuvieron menor actividad de fosfatasas alcalinas [1.77 (RA) - 21.97 (OL) veces]. En la actividad de esterasas el sito HE (1.03 veces) y OL (2.48 veces) tuvieron mayor actividad, en el resto, fue menor [1.02 (LA) - 11.92 (RU)]. Por su parte la actividad de fosfatasas ácidas fue 1.53, 1.13, 1.05 y 1.04 veces mayor en OL, GA, FR y LA, en los restantes sitios de ZUA fue menor [1.28 (RA) - 6.49 (RU)]. Así mismo la actividad de invertasas fue 1.71 y 1.62 veces menor en RU y LA y en los restantes sitios de la ZUA fue mayor [1.16 (GA) - 6.28 (RI) veces]. Finalmente, LA, GA, TE y FR tuvieron 3.25, 2.34, 2.00 y 1.20 veces menos actividad de ureasas mientras que en los demás sitios se encontró mayor actividad [1.52 (OL) - 2.86 (RA) veces].

El IDS del primer muestreo mostró que el sitio con menor valor fue RA y el de mayor valor FR; en el segundo muestreo los sitios con menor y mayor IDS fue LA y TE. En promedio los sitios con menor IDS fueron RA Y LA y el de mayor valor fue TE. En concordancia con el IDS, 40% de los sitios se localizan dentro del rango de alta degradación y el resto en degradación intermedia. El análisis discriminante (AD) de los datos del primer muestreo mostró que la varianza de los datos fue explicada (77.7%) en los dos primeros ejes canónicos. Las funciones discriminantes estandarizadas en las varianzas comunes más importantes en el eje canónico 1 fueron la actividad de fosfatasas, alcalinas y ácidas, y en el eje canónico 2 la actividad de ureasas y esterasas. La matriz del segundo muestreo mostró que los dos primeros ejes canónicos explicaron 96.9% de la varianza; cuyas funciones discriminantes más importantes fueron la actividad de invertasas y el contenido de NO_3^- para los ejes canónicos 1 y 2, respectivamente. El conjunto de las matrices de los muestreos 1 y 2 arrojó que los dos primeros ejes canónicos explicaron 67.1% de la varianza de los datos siendo NH_4^+ la función discriminante más importantes para el eje canónico 1 y, para el eje canónico 2 las esterasas). La gráfica de las elipses de predicción (Figura 1) mostraron amplia dispersión sobre el eje canónico 2 aunque la intersección entre ellas fue elevada.

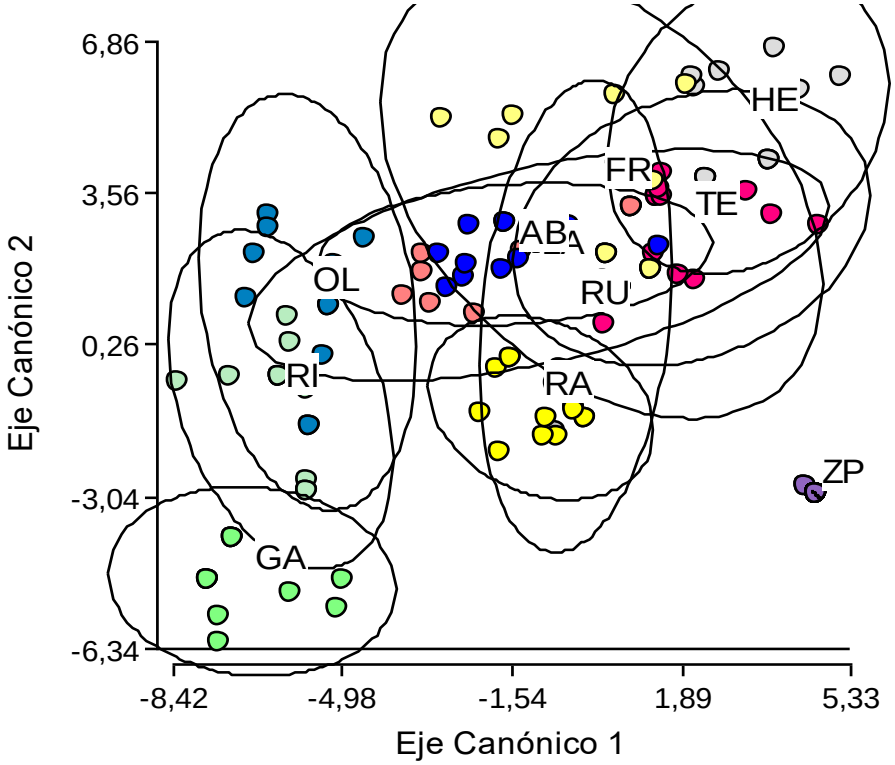


Figura 1. Diagrama de dispersión particionado por las zonas de estudio de Marqués de Comillas en la Reserva de la Biosfera "Montes Azules" .

Las diferencias en los valores de las variables fisicoquímicas y enzimáticas de los suelos de la ZUA de la Reserva de la Biosfera "Montes Azules" dependen en gran medida del para qué y el como se emplean (intensidad de laboreo, cantidad de cobertura vegetal arbórea y de pastizal, tipo y cantidad de ganado, entre otros factores). Los resultados de este trabajo concuerdan con que la actividad humana modifica las características del suelo (García et al., 2012), aunque, el nivel de impacto escasamente se ha abordado. El procedimiento desarrollado por Adriano *et al*. (2019) permitió generar una imagen del IDS de los suelos de la ZUA, respecto a los suelos de la ZP, evidenciando que los suelos de la ZUA están ubicados en media y alta degradación. Dado que el IDS es un dato "frio", el AD arrojó elementos respecto a la influencia de las distintas variables. En este sentido el AD de los muestreos arrojó contribuciones diferenciales en variable y cantidad, reforzando el hecho de que un muestreo de un sitio no permite observar con claridad el estado de deterioro del suelo. El AD integral permitió ver las variables que mayor contribución tienen al estado del suelo. En este sentido el que el contenido de NH_4^+ del suelo sea una de las variables más importantes, puede ser explicado desde la importancia de dicho compuesto para el desarrollo de micro, meso y macro-biota. Así mismo, el hecho de que la actividad de esterasas se presente como la variable de discriminación de los distintos sitios estudiados esta en concordancia con el hecho de que dicha actividad es un indicador de la actividad de la comunidad microbiana del suelo. Así mismo, el ID global estuvo fuertemente influenciada por la actividad de

invertasas, K y NO_3^{-1}. En suelos poco perturbados la actividad de invertasas es mínima mientras que en suelos dedicados a la producción de maíz dicha actividad es elevada. Por su parte la disponibilidad de K y NO_3- involucra el empleo de fertilizantes químicos (Yamada 2003; García-Serrano et al., 2009).

CONCLUSIÓN

Los suelos de uso agropecuario, localizados en el Municipio de Marqués de Comillas dentro de la Biosfera "Montes Azules" están en niveles medios y altos de degradación

BIBLIOGRAFÍA

Adriano-Anaya, L., Quezada-Arguello, N., Rincón-Rabanales, M., Coronel-Niño R., Ovando-Medina, I. y Salvador-Figueroa M., (2019) Impacto de la actividad antropogénica en la reserva de la biosfera "El Triunfo", Chiapas (México). Agricultura, Sociedad y Desarrollo. 16: 311-329.

Celis, J., Sandoval M. y Zagal. E., 2009. Actividad respiratoria de microorganismos en un suelo patagónico enmendado con lodos salmonícolas. Archivos de Medicina Veterinaria. 41 (3): 275-279.

Coughlan, M.P. 1985. Cellulases, with comment on their production and application. Biotechnology and Genetic Engineerig. 3 (1):39-109.

García-Serrano, P., Lucena, J.J., Ruano, S., Nogales M., 2009. Parte1 El suelo, los nutrientes, los fertilizantes y la fertilización. Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 25-36.

García, Y., Ramírez, W. Y Sánchez S. 2012.Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. Pastos y Forrajes. 65(2): 125-132.

Hopkins, D.W., Sparrow, A.D., Skillam, L.L., English, L.C., Dennis, P.G., Novis, P., Elberling, B., Gregorich, E.G. and Greenfield, L.G. 2008. Enzymatic activities and microbial communities in an Antarctic dry valley soil: Responses to C and N supplementation. Soil Biology and Biochemistry. 40(9): 2130–2136.

Inbar, Y., Boehm, J.M. and Hoitink, H.A.J. 1991. Hydrolysis of fluorescein diacetate in *Sphagnum peat* container media for predicting suppressiveness to damping-off caused by *Pythium ultimum*. Soil Biology and Biochemistry. 23(5): 479-483.

Kokalis-Burelle, N., Rodriguez-Kábana, R., Weaver, F.C. and King, S.P.1994. Evaluation of powderd pine bark for control of *Meloidogyne arenaria* and *Heterodera glycines* on soybean. Plant and Soil. 162: 169-175.

Ladd, J.N. and Butler, J.H.A. 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem. 4: 19-30.

Reyes, F., Lillo, A., Ojeda, N., Reyes, M. y Alvear, M. 2011. Efecto de la exposición y la toposecuencia sobre actividades biológicas del suelo en bosque relicto del centro-sur de Chile. Bosque. 32(3): 255-265.

Ríos-Quiroz, D.C., Castillo-Santiago, M.A., Guízar-Vázquez F. y Medina-Sansón, L. 2021. Historia y cambios en el paisaje en dos ejidos de la Selva Lacandona, Chiapas Cuadernos Geográficos. 60(2): 236-254.

Sampaio, E.P. 2009. Estudio de las prácticas culturales en sus relaciones con agricultura, suelo y ambiente. Información Tecnologica. 20(3) 113-123.

Tabatabai, M. 1994. Soil Enzymes. In: Weaver, R.W., Angle, S., Bottomley, P., Bezdicek, D., Smith, S., Tabatabai, A., Wollum, A. Methods of soil analysis: Part 2 Microbiological and Biochemical Properties. SSSA. Book series 5.2). 775-833 p.

Tabatabai, M.A. and Bremner, J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biology and Biochemistry. 1(4): 301- 307.

Yamada, T., 2003. Como mejorar la eficiencia de la fertilización aprovechando las interacciones entre nutrientes. Informaciones Agronómicas, 50: 1-7.





IMPACTO DEL USO DE SUELO EN LA FUNCIONALIDAD DE LOS MICROORGANISMOS DEL SUELO, EXPERIENCIAS EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS

Dulce Flores-Rentería[1]; Gabriela Guillen-Cruz[2]; Karla Liliana López-García[2]; René Juárez-Altamirano[2]

[1]Conacyt- Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
[2]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
e-mail: yaahid.flores@cinvestav.edu.mx

RESUMEN

La funcionalidad de las comunidades microbianas se refleja en la respiración del suelo, siendo el segundo flujo de C más importante entre el suelo y la atmósfera. Si bien numerosos estudios señalan el impacto negativo del cambio de uso de suelo sobre las comunidades microbianas, estos se han enfocado a zonas templadas y lluviosas, siendo menos estudiadas las comunidades en zonas áridas y semiáridas. Adicionalmente, el tipo de manejo (i.e., agricultura o ganadería convencional, sustentable, regenerativa) resulta en distintas alteraciones sobre la funcionalidad de comunidades microbianas. Para evaluar el efecto del manejo sustentable sobre las comunidades microbianas se analizaron sitios con matorral xerófilo como vegetación nativa, con uso agrícola y ganadero con manejo convencional, con cultivos de trigo con un manejo convencional y sustentable. Además de ranchos con manejo convencional y sustentable en el pastoreo de ganado. Estos sitios forman parte de tres estudios diferentes. En todos los sitios se analizó la funcionalidad de la comunidad microbiana a través de la respiración del suelo, la cantidad de biomasa microbiana y el contenido de materia orgánica. Los resultados indican que el cambio de uso de suelo presentó un efecto positivo en la R_S de los sitios agrícolas y ganaderos, en comparación al matorral (0.05 g CO_2 m^{-2} h^{-2}). Los valores más altos de materia orgánica se obtuvieron del manejo sostenible en el pastoreo de ganado. Al gestionar los suelos con manejos sustentables tiene resultados positivos sobre las comunidades microbianas.

PALABRAS CLAVE: *matorral xerófilo; respiración del suelo; manejo sustentable; manejo convencional; ganadería regenerativa.*

INTRODUCCIÓN

Los cambios en el uso del suelo históricamente han alterado el patrón original de la cubierta terrestre, modificando la estructura y la funcionalidad de los ecosistemas terrestres, afectando el flujo de materia y energía del ecosistema (Houghton, 2003). Si bien es cierto que estos cambios se han estudiado principalmente en la estructura de la vegetación, otros aspectos como la alteración de la capacidad de almacenamiento de carbono por parte del suelo se encuentran aún en desarrollo. El efecto del cambio de uso del suelo sobre el propio





suelo es de especial interés debido a que es el principal almacén de carbono en los ecosistemas terrestres, albergando hasta dos terceras partes del carbono del mundo (Wiesmeier *et al.*, 2019). La respiración del suelo (R_S), que es el segundo flujo de carbono más importante del ecosistema (después de la producción primaria bruta), es el resultado de la contribución prácticamente igualitaria de la respiración heterotrófica, derivada de la actividad aeróbica de los microorganismos, y la respiración autotrófica, resultante de la respiración de las raíces de las plantas y sus microorganismos rizosféricos y simbióticos asociados (Phillips *et al.*, 2015). Además, la R_s es un flujo fuertemente sensible a los cambios en las condiciones micro-climáticas del suelo, así como a la productividad de la vegetación, responsable del suministro de carbono a las partes subterráneas del ecosistema (Phillips *et al.*, 2015). En decir, no únicamente la transformación del paisaje (e.g. desmonte, tala) afecta a la R_S como resultado de su efecto sobre las comunidades microbianas, sino que la intensidad y tipo de manejo del ecosistema tendrán también un impacto sobre ambas. Las prácticas agropecuarias consideradas como convencionales incluyen actividades como la labranza, la quema de residuos, el uso de fertilizantes sintéticos y plaguicidas, el sobrepastoreo, entre otras. A estas prácticas se les ha atribuido un efecto negativo sobre las comunidades microbianas (Holland, 2004). Por el contrario, la agricultura sustentable está considerada como una estrategia para mitigar el cambio climático y enmarca una lista de buenas prácticas, como la reducción de la labranza, el riego de precisión, la adición programada de biofertilizantes, entre otros. La presente recopilación es el resultado de algunas experiencias en el análisis de la funcionalidad de la comunidad microbiana del suelo, expresada a través de la R_S y la biomasa microbiana con distinto uso y tipo de manejo, en el Desierto Chihuahuense.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente estudio analizaremos de manera conjunta los resultados de la funcionalidad microbiana del suelo, la R_S, la cantidad de biomasa microbiana y el contenido de materia orgánica del suelo, de distintos estudios realizados en la región central del Desierto Chihuahuense. Los estudios incluido en este análisis se describen a continuación:

Estudio 1. Análisis de la variación estacional de la funcionalidad de la comunidad microbiana (FCM) en sitios con matorral xerófilo como vegetación nativa, sitios con uso agrícola (MACo) y ganadero (MGCo) con manejo convencional, distribuidos en la región sureste del estado de Coahuila, ver detalles en (Campuzano *et al.*, 2022). En este estudio se analizó la respiración del suelo (R_S) en agosto 2019. Adicionalmente se determinó la biomasa microbiana (BM) y el contenido de materia orgánica del suelo (MOS).

Estudio 2. Análisis del efecto del manejo en la FCM el municipio de General Cepeda, al sureste del estado de Coahuila. Se estableció el cultivo de trigo de variedad local adaptada a la región "pelón colorado" (*Triticum aestivum* L.), dando un manejo convencional (arado a 30 cm de profundidad, aplicación de urea y riego por aspersión) o sustentable (MASu; arado a 10 cm de profundidad, mantenimiento de cubierta vegetal y aplicación de compost) ver detalles en (Guillen-Cruz *et al.*, 2021). Los cultivos se establecieron de septiembre de 2020 a mayo 2021. Se realizó un seguimiento de la R_S y la MOS a lo largo del desarrollo del cultivo y hasta su cosecha.

Estudio 3. Análisis de efecto del manejo en la FCM en ranchos ganaderos con manejo convencional y sustentable (MGSu) en el desierto Chihuahuense. Se seleccionaron dos ranchos con MGSu, Valle Colombia en el municipio de Múzquiz, Coahuila, con 42 años de manejo rotativo holístico. El segundo rancho fue Los Robles en el municipio de Riva Palacios, Chihuahua, con pastoreo no selectivo de alta densidad por 8 años. Ambos casos se muestrearon con su respectivo MGCo en un rancho adyacente. Se realizó un muestreo en el mes de octubre del 2021.

En todos los casos se determinó la R_S usando un EGM-5 (PP Systems®) y una cámara cerrada portátil (SRC-2) durante 52s. Las mediciones se hicieron antes del riego y sin registro de lluvias en los tres días anteriores a la medición. La cantidad de materia orgánica se determinó usando el método de calcinación a 400ºC durante 4 h. El carbono de la biomasa microbiana se determinó con el método de fumigación extracción, seguida de su cuantificación con un espectrómetro UV visible.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cambio de uso de suelo tuvo un efecto positivo en la R_S de los sitios agrícolas y ganaderos, en comparación al matorral (0.05 g CO_2 m^{-2} h^{-2}) con un promedio de 0.36 y 0.26 g CO_2 m^{-2} h^{-2}, respectivamente (Figura 1a). Con la conversión del matorral xerófilo a un MACo o MGCo se libera entre 6 y 7 veces más CO_2 del suelo a la atmósfera, debido al incremento de la materia orgánica en los sistemas productivos y al aumento de la abundancia de microorganismos (Cuadro 1). Cuando la humedad del suelo no es un factor limitante mejora el crecimiento de los cultivos, aumentando la cantidad de sustrato y la fertilización adicional, que en conjunto aumentan la actividad metabólica del suelo (Cuadro 1) (Bilandžija *et al.*, 2016). Además, la alta disponibilidad de agua en el suelo ocasiona que los microorganismos tengan la materia orgánica lábil más disponible para su descomposición (Xu *et al.*, 2016). El MACo puede alterar a los agregados del suelo exponiendo así a la materia orgánica para su descomposición (Six *et al.*, 2002).

Aplicar un manejo convencional o sustentable sobre el matorral xerófilo aumenta la R_S significativamente (Figura 1b). El MACo tuvo un mayor efecto sobre la actividad microbiana, en comparación al MASu (Figura 1b). El MASu disminuye poco más del 20% la liberación de CO_2 del suelo a la atmósfera en comparación con el MACo. Esto se debe al efecto de la labranza sobre la R_S (Bilandžija *et al.*, 2016; Nyambo *et al.*, 2020). La labranza ocasiona que la MOS deje de estar protegida por los agregados cuando el suelo es girado durante la actividad, ya que aumenta la aireación del suelo, estimulando la actividad microbiana (Balesdent *et al.*, 2000). Por otra parte, se sabe que la vegetación afecta la R_S a través de la caída de restos de material vegetal al suelo, la respiración de las raíces y los exudados radiculares (Raich *et al.*, 2000; Xu *et al.*, 2016). Así, el MASu reporta un mayor porcentaje de MO (Cuadro 1) debido a las buenas prácticas, principalmente a la mínima labranza aplicada y a la aplicación del fertilizante orgánico (Bilandžija *et al.*, 2016).

La ganadería sustentable, por el contrario, muestra una mayor actividad microbiana (Fig. 1c), y con una mayor retención de materia orgánica del suelo (Cuadro 1). Esto se atribuye a la alta incorporación de materia fecal por parte del ganado, y en el caso del MGSu, los largos periodos de descanso (entre 6-18 meses) entre eventos de pastoreo permiten la recuperación

de la vegetación, su incorporación, estimulando la abundancia y actividad microbiana (Zaralis *et al.*, 2017).

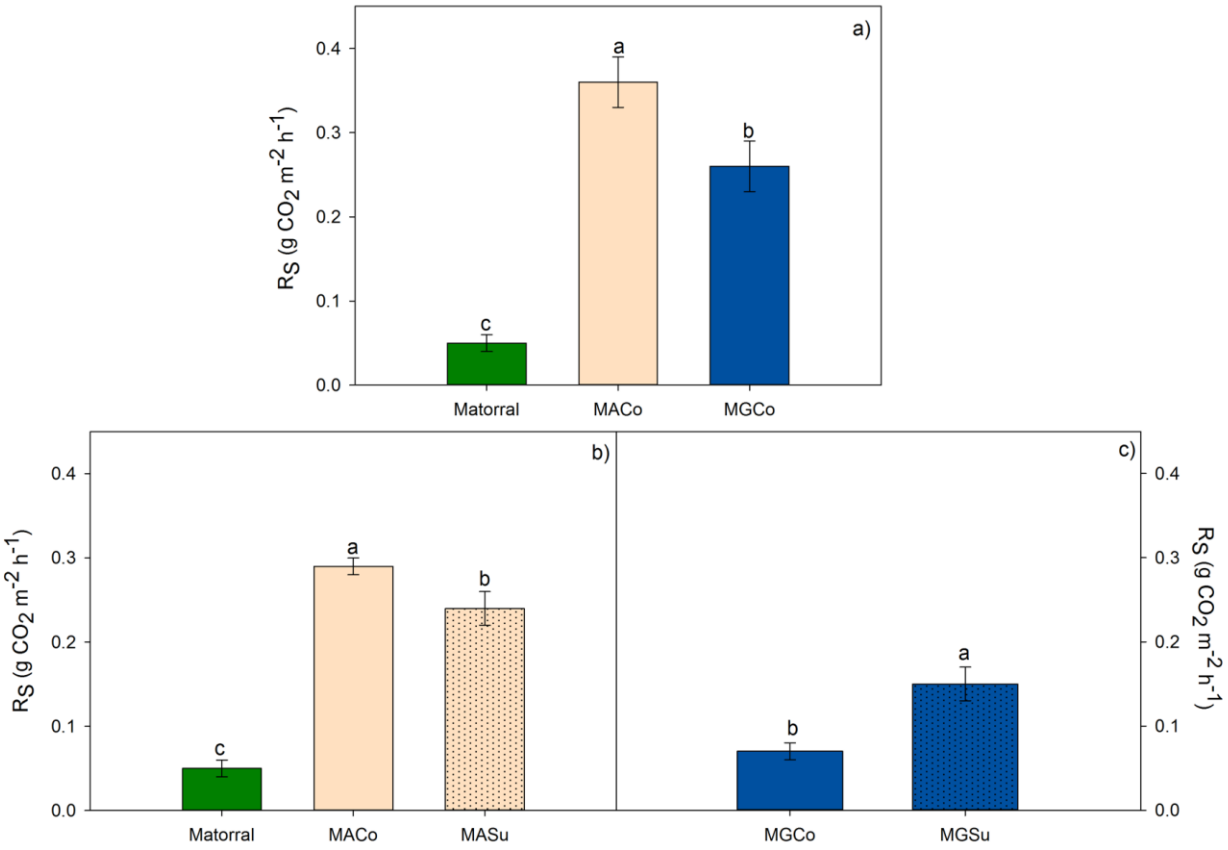


Figura 1. Respiración del suelo (R_S) en a) matorral xerófilo, manejo agrícola convencional (MACo), manejo ganadero convencional (MGCo); b) MACo y manejo agrícola sustentable (MASu); y c) MGCo y manejo ganadero sustentable (MGSu). Los valores son la media ± error estándar. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre manejo, según la comparación post-hoc por la prueba de Tukey ($P< 0.05$) del ANOVA de una vía.

El cociente metabólico (QM) es la cantidad de CO_2 producido por unidad de biomasa microbiana. Al comparar los valores de QM de los diferentes sitios, los que presentan mayores valores están teniendo un mayor gasto de carbono en respiración, por lo tanto, los sitios con menor QM como los matorrales tienen una mayor eficiencia microbiana.

Cuadro 1. Materia orgánica del suelo (MO), el carbono de la biomasa microbiana (BM) y el cociente metabólico (QM) de los tres estudios. Los valores representan la media ± error estándar. ND = datos no disponibles.

	Materia orgánica (%)	**Biomasa microbiana** (mg C glucosa kg^{-1})	**Cociente metabólico**
Estudio 1			
Matorral xerófilo	3.37 ± 0.24 ^{c}	57.58 ± 4.67 ^{b}	1.29 ± 0.29 ^{c}
Manejo agrícola convencional (MACo)	4.27 ± 0.28 ^{b}	75.93 ± 5.52 ^{a}	7.00 ± 0.82 ^{a}
Manejo ganadero convencional (MGCo)	6.15 ± 0.37 ^{a}	78.37 ± 5.45 ^{a}	3.80 ± 0.56 ^{b}
Estudio 2			
Matorral xerófilo	4.45 ± 0.14 ^{b}	ND	ND
Manejo agrícola convencional (MACo)	4.74 ± 0.1 ^{b}	ND	ND
Manejo agrícola sustentable (MASu)	6.90 ± 0.32 ^{a}	ND	ND
Estudio 3			
Manejo ganadero convencional (MGCo)	3.74 ± 0.17 ^{a}	112.05 ± 17.35 ^{b}	2.69 ± 0.83 ^{b}
Manejo ganadero sustentable (MGSu)	4.12 ± 0.24 ^{a}	151.21 ± 22.36 ^{a}	4.89 ± 1.22 ^{a}

CONCLUSIONES

El cambio de uso de suelo de matorral xerófilo a suelos agrícolas o ganaderos resulta en un incremento en la liberación de CO_2 del suelo a la atmosfera como consecuencia del aumento en el contenido de materia orgánica y actividad microbiana, que a su vez se ven beneficiadas por la disponibilidad de agua como parte de los respectivos manejos. La implementación de prácticas sustentables resultó en un incremento de la MO especialmente en las agrícolas. Esta mayor disponibilidad de sustrato estimula la actividad microbiana y por tanto el cociente metabólico.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Cinvestav unidad saltillo por su apoyo con instalaciones para las diferentes determinaciones; a Andrés Torres Gómez por su apoyo en campo y el préstamo del predio; así como a los ganaderos propietarios de los predios donde se realizaron mediciones por las facilidades prestadas.

BIBLIOGRAFÍA

Balesdent, J., et al. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and tillage research* 53,215-230.

Bilandžija, D., et al. (2016). Influence of tillage practices and crop type on soil CO2 emissions. *Sustainability* 8,90.

Campuzano, E., et al. (2022). Procedimiento para evaluar la degradación biológica del suelo en zonas áridas del noreste de México. *Revista Internacional de Estadística y Geografía* 13,38-57.

Guillen-Cruz, G., and D. Flores-Renteria. (2021). Efecto del manejo agrícola convencional y sustentable de cultivos contrastantes sobre la respiración del suelo. pp. 381-393. *In*: M. Saucedo García and J. Prieto Méndez (eds.), 45º Congreso Nacional de las Ciencias del Suelo

Holland, J. M. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, ecosystems & environment* 103,1-25.

Houghton, R. A. (2003). Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 55,378-390. http://doi.org/10.3402/tellusb.v55i2.16764.

Nyambo, P., et al. (2020). Carbon dioxide fluxes and carbon stocks under conservation agricultural practices in South Africa. *Agriculture* 10,374.

Phillips, C. L., and N. Nickerson. (2015). Soil Respiration. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier

Raich, J. W., and A. Tufekciogul. (2000). Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry* 48,71-90.

Six, J., et al. (2002). Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil science society of America journal* 66,1981-1987.

Wiesmeier, M., et al. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333,149-162. http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026.

Xu, M., and H. Shang. (2016). Contribution of soil respiration to the global carbon equation. *Journal of plant physiology* 203,16-28.

Zaralis, K., and S. Padel. (2017). Effects of high stocking grazing density of diverse swards on forage production, animal performance and soil organic matter: A case study. *International Conference on Information and Communication Technologies in Agriculture, Food & Environment*,131-146.

APLICACIÓN DE *TRICHODERMA ASPERELLUM* EN LA HUERTA DE MANZANA LA ESCONDIDA PARA EL CONTROL DE PATÓGENOS DEL SUELO

Melisa Madrid Molina[1]; Sandra Pérez Álvarez[2*]; María Antonia Flores-Córdova[1]; Crescencio Urías García[2], Marina Imelda Terrazas Gómez[2]; Iván Grijalva Martínez[2]

[1] Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Av. Pascual Orozco s/n, Campus 1, Santo Niño, Chihuahua, Chih., México, CP: 31000
[2]Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad Autónoma de Chihuahua, Km 2.5, carretera Delicias-Rosales, Campus Delicias, CD. Delicias, Chihuahua, México, CP: 33000; spalvarez@uach.mx (*autor para correspondencia)

RESUMEN

El género Trichoderma incluye especies que históricamente se han utilizado como antagonista de hongos patógenos y es uno de los géneros de hongos más estudiados por lo versátil y la fácil manipulación de sus especies. El objetivo de este trabajo fue evaluar la actividad antagonista de *T. asperellum* frente a patógenos que viven en el suelo en la huerta de manzana "La escondida". Se evaluaron 10 árboles por cada tratamiento los cuales consistieron en aplicar el antagonista directamente en el suelo cercano a las raíces del árbol en diferentes cantidades donde T1=testigo (sin aplicación del antagonista), T2=200 mL ábol^{-1} y T3=100 mL árbol^{-1}. Se tomaron muestras de suelo alrededor de los árboles a evaluar antes de la primera aplicación y 30 días después de está y por el método de dilución seriada y siembra directa se realizaron los análisis fitopatológicos. Como resultados se encontraron predominando en los suelos estudiados *Fusarium* sp. y *Rhizoctonia* sp. Después de la primera aplicación los análisis mostraron en ambas hileras una colonización de *T. asperellum* con una disminución en las poblaciones de ambos patógenos, mientras que en el testigo seguían presentes *Fusarium* sp. y *Rhizoctonia* sp. con un predominio de este último. La utilización de antagonistas para el control de plagas permite disminuir la aplicación de fungicidas con el consiguiente efecto de protección al medio ambiente.

PALABRAS CLAVE: *Biología del suelo; Hongo antagonista; Malus domestica*

INTRODUCCIÓN

La demanda de alimentos primarios con el paso de los años ha aumentado, y con ello el uso de plaguicidas, lo que ha traído como consecuencia más daños en los suelos y ecosistemas acuáticos, además de las implicaciones en la salud de la población y los insectos polinizadores debido a la alta toxicidad que presentan estas sustancias (Arellano, 2018).

En las últimas décadas se ha hecho mayor énfasis en la producción de cultivos sanos como la manzana, usando lo menos posible los plaguicidas y buscando de este modo ayudar en la recuperación de los ecosistemas agrícolas, fomentando el uso de organismos para control biológico (FAO, 2021).

El control biológico implica la inducción de enemigos natural para la regulación de las poblaciones de plagas, estos enemigos pueden ser bacterias, virus, nematodos y hongos. En el caso de los hongos del género Trichoderma se incluyen especies que históricamente se han utilizado como antagonista de hongos patógenos y es uno de los géneros de hongos más estudiados por lo versátil y la fácil manipulación de sus especies (Andrade-Hoyos *et al*., 2019).

Las especies del género Trichoderma para controlar los patógenos utilizan diversos mecanismos como, por ejemplo, antibiosis, competencia por nutrientes y micoparasitismo (Bailey *et al*., 2008).

En la agricultura las especies del género Trichoderma se utilizan como biofungicidas por su capacidad de colonizar la rizosfera de las plantas lo que provoca una disminución del nicho ecológico de hongos patógenos (Zeilinger *et al*., 2016), además de que permite disminuir la aplicación de químicos que afectan no solo los suelos sino también el manto freático.

Fusarium spp. son hongos patógenos que ataca una gran diversidad de cultivos, incluyendo los manzanos, causando marchitez (Pérez *et al*., 2017) y al igual que *Rhizoctonia* sp. provoca pudrición de la raíz (Vojvodić *et al*., 2018).

Por todo lo planteado el objetivo de esta investigación fue evaluar la actividad antagonista de *T. asperellum* frente a patógenos que viven en el suelo en la huerta de manzana "La escondida", planteándose como hipótesis que *T. asperellum* controlará los hongos patógenos del suelo que se encuentran cercanos a la raíz de los árboles de manzana de la variedad Granny Smith.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en el Laboratorio de Genética Molecular de la Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales de la Universidad Autónoma de Chihuahua y en la huerta de manzana "La escondida" variedad Granny Smith ubicadas en la mesa de Miñaca, Municipio de Guerrero, Chihuahua con las coordenadas 107º 27´0 02.6" Oeste y 28º 28´ 0 11.7" Norte, a una altitud de 21.50 msnm.

Las muestras de suelo se tomaron a una profundidad de 20 cm y cerca de las raíces de los árboles en estudio y se almacenaron en bolsas en refrigeración a aproximadamente a 18 ºC hasta su procesamiento (Sadeghian, 2018).

A las muestras se les añadió agua destilada estéril (1 g 100 mL^{-1}), y se diluyó 1 mL a 10^{-3}, posteriormente se añadieron 100 µL a cajas Petri con medio PDA (Potato Dextrose Agar). Después de esparcir la suspensión, las placas se incubaron a 26 ºC durante 7 días hasta que se pudo observar macroscópicamente la presencia de los microorganismos. La identificación se realizó mediante la morfología macroscópica (morfología colonial) y microscópica (estructura de micelio y conidios) del patógeno, usando las claves taxonómicas de Barnett y Hunter (1972).

Después de colectadas las primeras muestras de suelo se seleccionaron 10 árboles de diferentes hileras y se dejaron dos árboles sin tratar de inicio y un árbol entre cada árbol tratado, una hilera se estableció como el control (sin *T. asperellum*), la otra con una aplicación del antagonista de 200 mL $árbol^{-1}$ y la última con una aplicación del hongo de 100 mL árbol

$^{-1}$. Un mes después se colecto suelo nuevamente y se repitieron los análisis anteriormente descritos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis fitopatológicos realizados se muestran en el cuadro 1.

Cuadro 1. Resultados de los análisis fitopatológicos realizados al suelo en la huerta de manzana "La escondida".

Tratamientos	Primer análisis	Segundo análisis
Control	Predominio de *Fusarium* sp.	Crecimiento de *Rhizoctonia* sp. en una concentración mayor que a *Fusarium* sp.
200 mL de *T. asperellum*	Predominio de *Fusarium* sp.	Presencia de *T. asperellum*, ya no se observó *Fusarium* sp.
100 mL de *T. asperellum*	Predominio de *Rhizoctonia* sp.	Presencia de *Rhizoctonia* sp. en una concentración baja y con una mayor población de *T. asperellum*.

En el análisis morfológico se observaron hifas robustas con diversas ramificaciones siguiendo un ángulo recto, con un septo próximo al punto de origen y no se visualizaron esporas, todo lo que caracteriza a *Rhizoctonia* sp. (Barnett y Hunter, 1972) (Figura 1A). También se observaron formación de macroconidios septados y microconidios, estructuras típicas de *Fusarium* sp. (Barnett y Hunter, 1972) (Figura 1B).



Figura 1. Estructuras microscópicas de A: Macroconidios septados de *Fusarium* sp.; B: Microconidios de *Fusarium* sp.; C: Hifa de *Rhizoctonia* sp.; D: Hifa de *T. asperellum*; E: Hifa de *T. asperellum* enrollando la hifa de *Rhizoctonia* sp.

Las caracterizaciones morfológicas obtenidas de los hongos patógenos coinciden con las informadas por Sneh *et al*. (1996) para *Rhizoctonia* sp. y con Leslie y Summerell (2006) para *Fusarium* sp.

Rentería-Martínez *et al*. (2018) identificaron morfológica y molecularmente en una plantación de sandía diversos patógenos causantes de la pudrición de raíz dentro de los cuales estaban *Rhizoctonia* sp. (13 aislados) y *Fusarium* sp. (32 aislados) siendo las características morfológicas descritas en este trabajo con manzana similar a las descritas por los autores.

Los resultados obtenidos del análisis fitopatológico mostraron en el segundo muestreo, después de la aplicación de *T. asperellum*, como el antagonista comenzaba a colonizar las áreas cercanas a las raíces de los arboles evaluados.

Martínez-Salgado *et al*. (2021) lograron un porcentaje de inhibición radial de *Fusarium* sp. con *T. harzianum* de un 76.24% *in vitro*. Por otro lado, en una investigación realizada por Reyes *et al*. (2008), informaron que las especies de Trichoderma tienen una gran velocidad de crecimiento, y además segregan diversos metabolitos secundarios que inhiben el crecimiento de otros hongos. Duarte-Leal *et al*. (2018) trabajando con *T. asperellum* y *F. oxysporum* encontraron que las hifas del antagonista penetraron en el patógeno causando la muerte de sus hifas (Micoparasitismo).

Reyes *et al*. (2008) evaluaron aislados de Trichoderma promisorios frente a Rhizoctonia sp. obteniendo más del 50% de inhibición radial *in vitro*. Así mismo, García *et al*. (2006), evaluaron un biopreparado de *T. harzianum*, el cual mostró gran antagonismo contra *Rhizoctonia solani* en macetas.

Así como en las investigaciones mencionadas anteriormente donde se hizo uso de distintas cepas de trichoderma, en la presente investigación *T. asperellum* ha presentado un gran porcentaje de inhibición tanto de *Rhizotocnia* como de *Fusarium*, mostrando de este modo su alta velocidad de crecimiento y gracias a los metabolitos secundarios que segrega se logró la inhibición del crecimiento de estos dos hongos patógenos comprobando de dicho modo lo mencionado por Reyes *et al.*

CONCLUSIONES

El experimento realizado demuestra una vez más la capacidad antagonista de *T. asperellum* en el control de hongos patógenos del suelo (*Fusarium* sp. y *Rhizotocnia* sp.) que afectan a los árboles de manzana variedad Granny Smith en la huerta de manzana "La escondida".

BIBLIOGRAFÍA

Andrade-Hoyos, P., Luna-Cruz, A., Osorio-Hernández, E., Molina-Gayosso, E., Landero-Valenzuela, N., Barrales-Cureñ0, H. J. (2019). Antagonismo de Trichoderma spp. vs hongos asociados a la marchitez de chile. Revista mexicana de ciencias agrícolas, 10(6), 1259-1272. https://doi.org/10.29312/remexca.v10i6.1326

Arellano, O. Rendon, J. (2018). La huella de los plaguicidas en México. Obtenido de: https://www.greenpeace.org/static/planet4-mexico-stateless/2018/11/30b49459-30b49459-plaguicidas_en_agua_ok_em.pdf

Bailey, A., Bae, H., Strem, M., Crozier, J., Thomas, S., Samuels, G., Vinyard, B., Holmes, K. (2008). Antibiosis, mycoparasitism and colonization success for endophytic Trichoderma isolates with biological control potential in Theobroma cacao. Biocontrol. 46 (1), 24–35 http://doi:10.1016/j.biocontrol.2008.01.003

Barnett, H., Hunter, B. (1972). Ilustrated genera of imperfect fungi. Burgess Publ, Co.,

Duarte-Leal, Y., Pozo-Martínez, L., Martínez-Coca, B. (2018). Antagonismo *in vitro* de cepas de *Trichoderma asperellum* Samuels, Lieckfeldt and Nirenberg frente aislados de *Fusarium* spp. Revista de Protección Vegetal, 33(1):1-10. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1010-27522018000100005

EE. UU. http://dx.doi:10.2307/3757954.

FAO (2021). Preguntas frecuentes sobre la lucha contra plagas y la gestión de plaguicidas. Obtenido de: http://www.fao.org/news/story/es/item/1398821/icode/

García, R., Ricia, R., Zambrano, C., Gutiérrez, L. (2006). Desarrollo de un fungicida biológico con base a una capa del hongo *Trichoderma harzianum* proveniente de la región Andina Venezolana. En memorias del taller Latinoamericano. Biocontrol con Trichoderma y otros antagonistas. Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal. Ciudad de La Habana del 28-31 de mayo del 2006.

Leslie JF and Summerell BA. 2006. The Fusarium laboratory manual. Ed. Wiley-Blackwell. USA. 388p.

Martínez-Salgado, S.J., Andrade-Hoyos, P., Romero-Arenas, O., Villa-Ruano, N., Landeta-Cortés, G., Rivera-Tapia, J.A. (2021). *In vitro* control of *Fusarium* sp. associated with onion crop through *Trichoderma harzianum*. Mexican Journal of Phytopathology, 39(2): 1-16. https://doi.org/10.18781/R.MEX.FIT.2101-4

Pérez, A.C.E., Carrillo, R.J.C., Chávez, S.J.L., Perales, S.C., Enríquez, V.R., Villegas, A.Y. (2017). Diagnóstico de síntomas y patógenos asociados con marchitez del chile en Valles Centrales de Oaxaca. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 8, 281-29. https://doi.org/10.29312/remexca.v8i2.50

Rentería-Martínez, M. E., Guerra-Camacho, M. A., Ochoa-Meza, A. (2018). Análisis filogenético multilocus del complejo fúngico asociado a pudrición radicular de sandía en Sonora, México. Revista mexicana de fitopatología, 36(2): 233-255. https://doi.org/10.18781/R.MEX.FIT.1710-1

Reyes, Y., Martínez, B., Infante, D. (2008). Evaluación de la actividad antagónica de trece aislamientos de *Trichoderma* spp. sobre *Rhizoctonia* sp. Revista Protección Vegetal 23(2): 112-117. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-99652008000300010&lng=en&tlng=es

Reyes, Y., Martínez, B., Infante, D. (2008). Evaluación de la actividad antagónica de trece aislamientos de *Trichoderma* spp. sobre *Rhizoctonia* sp. Revista Protección Vegetal, 23(2): 112-11.

Sadeghian, S.K. (2018). Interpretación de los resultados de análisis de suelo. Avances

Sneh, B., Jabaji-Hare, S., Neate, S., Dijst, G. (1996). Rhizoctonia Species: Taxonomy, Molecular Biology, Ecology, Pathology and Disease Control. Kluwer Academic Publishers Dordrecht, Netherlands. 578p.

Técnicos, ISSN -0120–0178 2p, 497.

Vojvodić M., Tanović B., Mihajlović M., Mitrović P., Vico I., Bulajić A. (2018). Molecular identification and characterization of binucleate *Rhizoctonia* spp. associated with black root rot of strawberry in Serbia. Pesticidi i fitomedicina, 33 (2), 97–107. https://doi.org/10.2298/PIF1802097V

Zeilinger S., Gruber S., Bansal R., Mukherjee P. K. (2016). Secondary metabolism in Trichoderma – Chemistry meets genomics. Fungal Biology Reviews, 30(2): 74-90. https://doi.org/10.1016/j.fbr.2016.05.001

EXPLORING RELATIONSHIP BETWEEN PERCEPTION INDICATORS AND MITIGATION BEHAVIORS OF SOIL EROSION IN UNDERGRADUATE STUDENTS IN SONORA, MEXICO

Alondra María Díaz Rodríguez[1]; Laura Fernanda Barrera Hernández[2]; Fannie Isela Parra Cota[3]; Sergio de los Santos Villalobos[1*]

1 Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Ciencias Agronómicas y Veterinarias, C.P. 85000, Cd. Obregón, Sónora, Mexico.
2 Departamento de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad de Sonora, C.P. 85199, Hermosillo, Sonora, México.
3 Campo Experimental Norman E. Borlaug- INIFAP, Norman E. Borlaug Km. 12, C.P. 85000, Ciudad Obregón, Sonora, Mexico
* sergio.delossantos@itson.edu.mx

ABSTRACT

Soil erosion represents a critical socio-economic and environmental hazard for Mexico and the world. Given that soil erosion is a phenomenon influenced by human activities, it is essential to know the level of cultural perspectives on this matter. An instrument with eight scales was applied to 275 university students from a northwestern Mexican city, which measured the knowledge about soil erosion, self-efficacy in solving the problem, future perspectives, perceived consequences, obstacles to addressing soil erosion, and mitigation intentions and behaviors. To analyze the relationship between the scales and the intentions and behaviors of soil erosion mitigation, a model of structural equations was tested. In summary, the participants know the problem of soil erosion, its impacts, and recognize risks to human and environmental health. They also know their important role within soil conservation; however, they identified significant obstacles to action. This study determined that each indicator has a correlation with soil erosion mitigation intentions except for the obstacles. The indicators that had the greatest positive relationship in mitigation intentions were knowledge, self-efficacy, and the perspective of the future. The implications of these results open the landscape to the creation of efficient strategies to mitigate soil erosion in this region and Mexico.

KEYWORDS: *soil degradation; environmental psychology; agricultural practices; soil conservation; pro-environmental behavior*

INTRODUCTION

Soil erosion is the loss of fertile soil due to dynamic agents such as wind and water. However, despite being a natural process, soil erosion is intensified by human activities. The main cause of soil erosion is the use of non-sustainable agricultural practices, making this a serious problem (Ayala-Zepeda et al., 2020). Sonora, Mexico, is one of the most agriculturally important areas in the country; and the Yaqui Valley located on the northwest coast of mainland Mexico is the birthplace of the green revolution. However, intensive

agricultural practices in combination with the semi-arid climatic conditions have negatively impacted the sustainability of food production (Matson, 2012).

Because of the serious environmental, social, and economic consequences of soil erosion in Sonora and the rest of the world, it is necessary to obtain precise information on the magnitude of soil erosion that affects our lands and study the perception that society has of the problem. Most studies on environmental perception and behavior focus on other environmental issues (Barrera-Hernández et al., 2021; Hansmann et al., 2020), with only a few focusing on soil erosion. Besides, studies on the perception of soil erosion have been carried out on farmers and leave out the other social groups. Undergraduate students are key to this understanding since they are the major stakeholders in higher education institutions; they will become the workforce in the short term and they have the potential to become agents for future changes (Hansmann et al., 2020; Vicente-Molina et al., 2013; Yusliza et al., 2020). This work aims to analyze the relationship between perception indicators in undergraduate students to understand their perception of the problem of soil erosion and determine the factors that promote the intentions and behaviors of its mitigation.

MATERIALS AND METHODS

Participants

The sample for this study was selected using the non-probabilistic convenience sampling method. A total of 275 undergraduate students from Ciudad Obregon, Sonora—a northwestern Mexican city—participated in the study.

Instruments

An instrument with eight scales in a Likert-type response format was applied (Table 1). The psychometric properties of the scales were verified.

Table 1. Instrument structure

Scale	Items	Response options
Knowledge (KNW)	13	1 = totally disagree to 5 = totally agree
Self-efficacy (EFF)	3	1 = totally disagree to 5 = totally agree
Future perspective (FUT)	11	1 = very uncharacteristic to 5 = very characteristic
Environmental impact (IMP)	15	1 = totally disagree to 5 = totally agree
Health risk (RSK)	8	1 = totally disagree to 5 = totally agree
Obstacles (OBS)	9	1 = totally disagree to 5 = totally agree
Behavioral intention (INT)	9	1 = not at all probable to 5 = very probable
Mitigation behaviors (MIT)	9	1 = never to 4 = always

Procedure

The instrument was administrated in the participants' classrooms. They were informed about the aim of the study and the confidentiality of the data collected. The administration of the instruments took about 15–20 min.

Data Analysis

This research was quantitative, cross-sectional, correlational, and had a non-experimental design. Univariate descriptive statistics and the internal consistency indicator for the scales were calculated. A correlation matrix was also obtained from Pearson's correlation coefficients between the analyzed scales. To analyze the direct and indirect relationships between the variables, structural equation models (SEM) were specified using parcels for the studied constructs in the EQS statistical package.

RESULTS AND DISCUSSION

According to the univariate descriptive statistics of the scales the participants reported high levels of perception for different environmental impacts caused by soil erosion, high future perspective, high perception of obstacles to perform soil erosion mitigation actions, and knowledge about soil erosion. On the other hand, their perception of health risks, their self-efficacy to face soil erosion, and behavioral intentions had moderate mean values. The lowest score was soil erosion mitigation behaviors. The Cronbach's alphas varied from 0.68 to 0.93, indicating an adequate level of internal consistency (Table 2).

Table 2. Descriptive statistics of the scales

	Min	Max	M	SD	Alpha
Knowledge (KNW)	1.00	5.00	3.94	0.560	0.86
Self-efficacy (EFF)	1.25	5.00	3.35	0.761	0.68
Future perspective (FUT)	1.09	5.00	4.10	0.551	0.84
Environmental impact (IMP)	1.15	5.00	4.19	0.560	0.91
Health risk (RSK)	1.13	5.00	3.68	0.749	0.85
Obstacles (OBS)	1.25	5.00	4.02	0.659	0.82
Behavioral intention (INT)	1.00	5.00	3.35	0.865	0.89
Mitigation behaviors (MIT)	1.00	4.00	2.25	0.788	0.93

Significant statistical correlations were found between knowledge and all studied factors except for the mitigation behaviors. Knowledge had a higher correlation with the perception of environmental impacts ($r = 0.531$, $p < 0.01$). Furthermore, there was a high correlation between self-efficacy and mitigation intentions ($r = 0.310$, $p < 0.01$). The perspective of the future had a high correlation with the perception of environmental impacts ($r = 0.324$, $p < 0.01$), and also, with the obstacles to acting against erosion ($r = 0.335$, $p < 0.01$). The perception of environmental impacts had a high correlation with the perceived health risks ($r = 0.543$, $p < 0.01$), and with the obstacles to act against erosion ($r = 0.433$, $p < 0.01$). Mitigation intentions are highly correlated with mitigation behaviors ($r = 0.520$, $p < 0.01$) (Table 3).

Table 3. Pearson's correlation matrix

	KNW	EFF	FUT	IMP	RSK	OBS	INT	MIT
Knowledge	1							
Self-efficacy	0.261 **	1						
Future perspective	0.306 **	0.247 **	1					
Environmental impact	0.531 **	0.193 **	0.324 **	1				
Health risk	0.324 **	0.213 **	0.165 **	0.543 **	1			
Obstacles	0.310 **	0.146 *	0.335 **	0.433 **	0.246 **	1		
Intention	0.140 *	0.310 **	0.147 *	0.187 **	0.217 **	0.044	1	
Mitigation	0.099	0.248 **	0.139 *	0.063	0.164 **	0.061	0.520 **	1

** The correlation is significant at the 0.01 level. * The correlation is significant at the 0.05 level.

Barrera-Hernández et al. (2021) found similar results, ratifying that beliefs and knowledge about environmental problems are related to the perception of risk, therefore these factors can partly explain the behavioral intentions and can be used as a strategy in the development of mitigation behaviors. For example, Semenza et al. (2011) indicated that the participants in their study may be more receptive to behavior change and be motivated to adopt mitigation measures when climate change is framed in terms of public health.

Some studies have found a gap between knowledge and behavior (Vicente-Molina et al., 2013), as shown in this study by the low and non-existent correlation between KNW and INT, and KNW and MIT, respectively (Table 3). This is because behavior, in turn, is influenced by other factors, such as positive attitudes, self-efficacy in solving problems or changing behaviors, sense of responsibility, social pressures, and the perception of risk to oneself and the environment, among others (Hansmann et al., 2020; Yusliza et al., 2020).

The structural model was simplified leaving the perception indicators with three factors: KNW, EFF, and FUT (Figure 1). The perception indicators in this model had a positive correlation with the mitigation intentions (structural coefficient = 0. 42, $p < 0.05$) explaining this variable by 18%, which, in turn, as expected, positively influenced mitigation behaviors (structural coefficient = 0.56, $p < 0.05$), explaining this variable by 32%.

According to Yusliza et al. (2020), a strategy to increase the adoption of sustainable practices is to promote the motivation of individuals. On the other hand, Corral-Verdugo et al. (2006) identified that future-oriented people are more involved in water conservation practices; however, in this study, there was no correlation between the future scale perspective and the intentions of mitigation behaviors (Table 3).

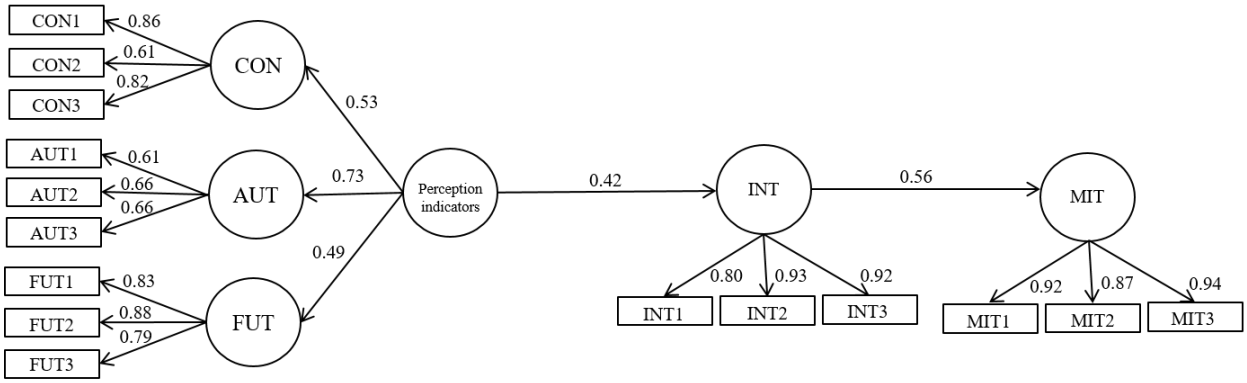


Figure 1. Structural model of mitigation intentions and behavior, predicted by perception indicators. KNW1, 2, 3, EFF1, 2, 3, FUT1, 2, 3, etc., represent the items corresponding to their respective first-order factors. Goodness of fit: $X^2 = 129.88$, 85 df, p = 0.001; BBNFI = 0.94, BBNNFI = 0.97, CFI = 0.98, RMSEA = 0.04; R^2 Intentions = 0.18; R^2 Mitigation behaviors = 0.32

CONCLUSIONS

This study reduced the knowledge gap about the perception of the problem in the region and opens the landscape to the creation of efficient, understandable, and practical strategies to mitigate soil erosion. These types of studies should be applied to a larger population including stakeholders, agricultural producers, rural and urban communities, students from other universities, and society in general to obtain a complete overview of the perception of soil erosion and its influence on the mitigation behaviors in the population of Sonora.

REFERENCES

Ayala-Zepeda, M., Díaz-Rodríguez, A. M., Cardoso, R., Muniz, M., Torres Astorga, R., Bravo-Linares, C., dos Anjos, Roberto Velasco, H., Tejeda-Vega, S., & de los Santos-Villalobos, S. (2020). Compound-Specific Stable Isotopes for the Estimation of Soil Redistribution By Erosive Events. *Agrociencia*, *54*(5), 601–618. https://doi.org/10.47163/agrociencia.v54i5.2119

Barrera-Hernández, L. F., Corral-Verdugo, V., Echeverría-Castro, S. B., Sotelo-Castillo, M. A., & Ocaña-Zúñiga, J. (2021). Beliefs, perceived risk, obstacles and intention to act. An explanatory model for mitigation and coping behaviours regarding climate change. *Psyecology*, *1*, 1–19. https://doi.org/10.1080/21711976.2020.1827660

Corral-Verdugo, V., Fraijo-Sing, B., & Pinheiro, J. Q. (2006). Sustainable Behavior and Time Perspective: Present, Past, and Future Orientations and Their Relationship with Water Conservation Behavior. *Interamerican Journal of Psychology*, *40*(2), 139–147.

Hansmann, R., Laurenti, R., Mehdi, T., & Binder, C. R. (2020). Determinants of pro-environmental behavior: A comparison of university students and staff from diverse faculties at a Swiss University. *Journal of Cleaner Production*, *268*, 121864. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121864

Matson, P. A. (2012). Seeds of Sustainability. In P. A. Matson (Ed.), *Seeds of Sustainability* (1st ed.). Island Press.

Semenza, J. C., Ploubidis, G. B., & George, L. A. (2011). Climate change and climate variability: Personal motivation for adaptation and mitigation. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, *10*, 46. https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-46

Vicente-Molina, M. A., Fernández-Sáinz, A., & Izagirre-Olaizola, J. (2013). Environmental knowledge and other variables affecting pro-environmental behaviour: Comparison of university students from emerging and advanced countries. *Journal of Cleaner Production*, *61*, 130–138. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.015

Yusliza, M. Y., Amirudin, A., Rahadi, R. A., Athirah, N. A. N. S., Ramayah, T., Muhammad, Z., Dal Mas, F., Massaro, M., Saputra, J., & Mokhlis, S. (2020). An investigation of pro-environmental behaviour and sustainable development in Malaysia. *Sustainability (Switzerland)*, *12*, 7083. https://doi.org/10.3390/su12177083

POTENCIAL DE RECUPERACIÓN DE LA VEGETACIÓN A PARTIR DE LOS BANCOS DE SEMILLAS

Rafael Andrés Rodríguez Sabogal[1]; Carolina Ramos Montaño[1]

[1]Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Carrera 6 39 115 Avenida central del norte, Tunja, Boyacá Cod. postal 150003.

RESUMEN

Los bancos de semillas y plántulas son componentes ecológicos fundamentales para la rehabilitación y conservación de ecosistemas de bosque. Sin embargo, las transformaciones antrópicas amenazan la capacidad regenerativa de las especies arbóreas. En un estudio en dos municipios en el Valle de Tenza que contrastan por su grado de intervención, se cuantificó y caracterizó el banco de semillas germinable, el banco de plántulas y la florística en pie, con el fin de establecer similitudes que indiquen una alta probabilidad de persistencia de las especies. Nosotros encontramos que hay una baja similitud entre estas tres comunidades para el mismo municipio, pero similitudes entre los mismos componentes en municipios diferentes, lo que de cierto modo muestra un alto potencial regenerativo al nivel de paisaje. Sin embargo, fue evidente que Santa María, el municipio de mejor grado de conservación presentó mayor diversidad en las tres comunidades evaluadas.

PALABRAS CLAVE: *Potencial regenerativo, suelos, cafetales y plántulas*

INTRODUCCIÓN

Las actividades antrópicas pueden llevar a la degradación intensiva y prolongada de los suelos, hasta el punto de que se requiera intervención para facilitar el proceso de recuperación. Es necesario conocer los mecanismos naturales de regeneración vegetal, que de no ser lo suficientemente eficientes, por lo menos pueden usarse a favor de técnicas de intervención que apunten a la restauración de los ecosistemas (Vargas, 2011).

Una de las estrategias regenerativas más importante es la reserva temporal de los bancos de semillas (BS) en el suelo (Simpson, et al., 1989), ya que son un componente determinante en la dinámica de reemplazos de la sucesión vegetal al albergar propágulos viables de especies nativas (Baskin & Baskin, 1989).

La pérdida de los BS o su divergencia composicional con la estructura florística principal, serían por tanto un indicador negativo del potencial regenerativo de las especies autóctonas, repercutiendo directamente sobre la resiliencia de los ecosistemas y aumentado el tiempo de rehabilitación posterior a la perturbación (Gianaccini, et al., 2009). Por consiguiente, el fin de este trabajo es analizar la composición de los bancos de semillas y sus fuentes de reclutamiento en dos municipios del Valle de Tenza que contrastan en su nivel de intervención; con el fin de establecer afinidades regenerativas y estimar los efectos del disturbio, cuantificables con la presencia de especies colonizadoras.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Nuestro estudio se sitúa en un mosaico de cultivos de café bajo sombrío, pastizales y, parches de vegetación arbórea y arbustiva, en dos municipios separados por 64 km: Pachavita (73° 23′ 22,35′′W y 5° 9′ 1,371′′N) y Santa María (73° 14′ 20,993′′W 4° 53′ 30,993′′N), pertenecientes a la región del Valle de Tenza, en el extremo sur del departamento de Boyacá-Colombia (**Figura 1**). La región se caracteriza por presentar una variedad de ambientes originados por el levantamiento de la cordillera Oriental, albergando una importante diversidad en fauna y flora (CORPOCHIVOR, 2013). Los dos municipios se diferencian en el estado de fragmentación de bosque natural y seminatural, con un ampliamiento del área deforestada (2003-2019) del 18,21% en Pachavita y del 3,15% en Santa María (Cifuentes Barrera & Rodríguez Sabogal, 2020).

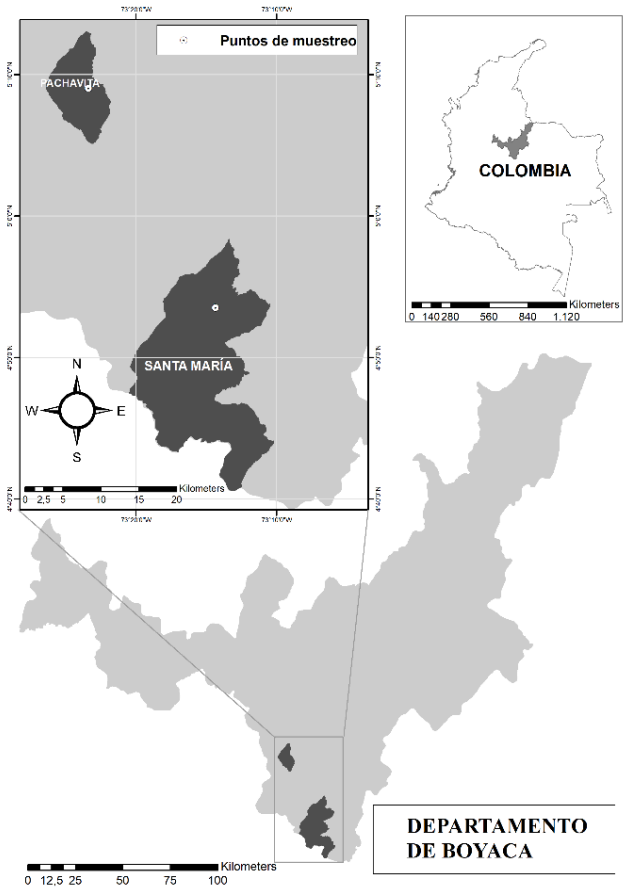


Figura 1. Ubicación del área de estudio y sus respectivos puntos de muestreo en los municipios de Pachavita y Santa María en el departamento de Boyacá- Colombia.

BANCO DE SEMILLAS

En el mes de abril fueron colectados ocho bloques de suelo de 25 x 25 x 10 cm a lo largo de un transecto de 100 m y distanciados aproximadamente cada 12 m, en los alrededores de

fincas cafeteras de los dos municipios. En laboratorio, la capa vegetal y mantillo grueso fueron removidos de la superficie superior de los bloques, que fueron mantenidos durante seis meses con irrigación y condiciones promedio de temperatura y humedad relativa de 21°C y 69% respectivamente. Una malla fina mantuvo aislados los bloques de la llegada de semillas alóctonas. Durante el tiempo de seguimiento, se registró el número de plántulas de más de 3 cm que emergieron de los bloques, realizando ocho conteos cada tres semanas. Las plántulas fueron removidas en cada conteo y trasplantadas a macetas individuales para su posterior identificación.

BANCO DE PLÁNTULAS

Para estudiar el banco de plántulas, en un área próxima al lugar de la toma de muestras de suelo fueron dispuestas aleatoriamente siete parcelas de 2 x 1 m, hechas con tubos de PVC, y donde se hizo el registro de las diferentes morfoespecies de plántulas que no superaron los 30 cm de altura, con su correspondiente conteo y fotografía para contrastar con las especies que emergieron del banco de semillas del suelo. La identificación de las plántulas se realizó con los resultados de Cifuentes Barrera & Rodríguez Sabogal, (2020).

FLORÍSTICA

En la revisión de la vegetación adulta, inicialmente se realizó un inventario florístico mediante transectos de 100 x 5 metros (Gentry, 1982) en los meses de mayo, junio y julio de 2021. Se hizo el conteo de los individuos de especies nativas de árboles y arbustos de cobertura del tronco superior a 5 cm y una altura mínima de 1.5 m. Para su identificación se hizo registro fotográfico y anotación de todas las características importantes de la planta, para la posterior determinación mediante el uso de guías taxonómicas (UNal, 2015).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para establecer si el esfuerzo muestral fue lo suficientemente eficiente para aproximarse a la riqueza esperada del área de estudio, se construyeron curvas de acumulación de especies con la riqueza media observada y los estimadores Chao 1 y ACE, a través del programa Estimates v.9.10. Se usó gráficos de rango abundancias de las comunidades del banco de semillas y el banco de plántulas para detectar especies dominantes, y fueron calculados índices de diversidad de Shannon (H') y Simpson (1-D), Dominancia (D) y equitatividad de Pielou (J) a través del programa PAST.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El inventario general de especies abarcó un total de 57 especies distribuidas así: 22 en Florística Santa María (**F_SM**), 13 en Banco de semillas de Santa María (**BS_SM)**, 16 en Banco de Plántulas de Santa María (**BP_SM)**, 22 en Florística Pachavita (**F_PA**), 11 en Banco de semillas de Pachavita (**BS_PA)** y 7 en Banco de Plántulas de Pachavita (**BP_PA)**. Cerca del 20% de la composición florística se comparte con los bancos de semillas y de plántulas de cada lugar, a pesar que en el municipio de Santa María se sitúa mucho más cerca de áreas boscosas. Lo que según Sem & Enright, (1995) se puede deber a la capacidad de preservación





de semillas en los bancos especies derivadas de individuos que crecieron en el sitio o cerca de él en algún momento del pasado.

Cuadro 1. Compendio de especies por cada los diferentes niveles de muestras **F_SM:** Florística Santa María, **BS_SM:** Banco de semillas de Santa María, **BP_SM:** Banco de Plántulas de Santa María muestras, **F_PA** Florística Pachavita, **BS_PA** Banco de semillas de Pachavita y **BP_PA** Banco de Plántulas de Pachavita

ESPECIES	F_SM	BS SM	BP SM	F PA	BS PA	BP PA
Acnistus arborescens (L) Schltdl	0	15	0	0	1	0
Albizia lebbeck (L) Benth	2	0	0	0	1	0

Nota: Tabla en original con 57 especies

Entre las 57 especies registradas, al comparar la riqueza en los bancos de semillas y de plántulas se presentó una diferencia significativa (H2= 10.147 p=0.00626) para el municipio de Pachavita y no se detectaron diferencias (H2=3.5933 p=0.1659) para Santa María. No obstante, no se presenta similitud entre la florística y los bancos de semillas y de plántulas de un mismo municipio, pero si se presenta similitud entre los bancos semillas y plántulas y la florística de los dos municipios a pesar que estos están distanciados más de 64 km.

Las curvas acumulativas de los bancos en su mayoría llegaron a su estabilidad, logrando alcanzar para el municipio de Pachavita un 78,6% en el banco de semillas y un 94,7% en el banco de plántulas, de la riqueza esperada, mientras que en Santa María la riqueza se acercó en un 98.9% al banco de semillas y 86,6% al banco de plántulas.

Las especies pertenecientes de los diferentes bancos de semillas y de plántulas son particularidades tanto de zonas sucesionales tempranos y de áreas perturbadas principalmente de zonas transitorias comúnmente de los andes colombianos lo que es algo contradictorio a lo expresado por (Gelviz-Gelvez, et al., 2016; Romero López, et al., 2016) donde la representatividad en la abundancia de las especies es perteneciente a familias Melastomataceae, Clusiaceae e Hypericaceae seria de bosques maduros y primarios. Sin embargo, estas especies también son empleadas en los cultivos de cafetales de las zonas estudiadas tanto como fuente de sombra como de forma ornamental y para consumo humano. Lo que podría ser el resultado de la alta presencia de intervención humana a pesar de que en los cafetales aún mantienen especies de la vegetación de la zona, similar a lo que sucede en pastizales (Sanou, et al., 2018; Savadogo, et al., 2016).

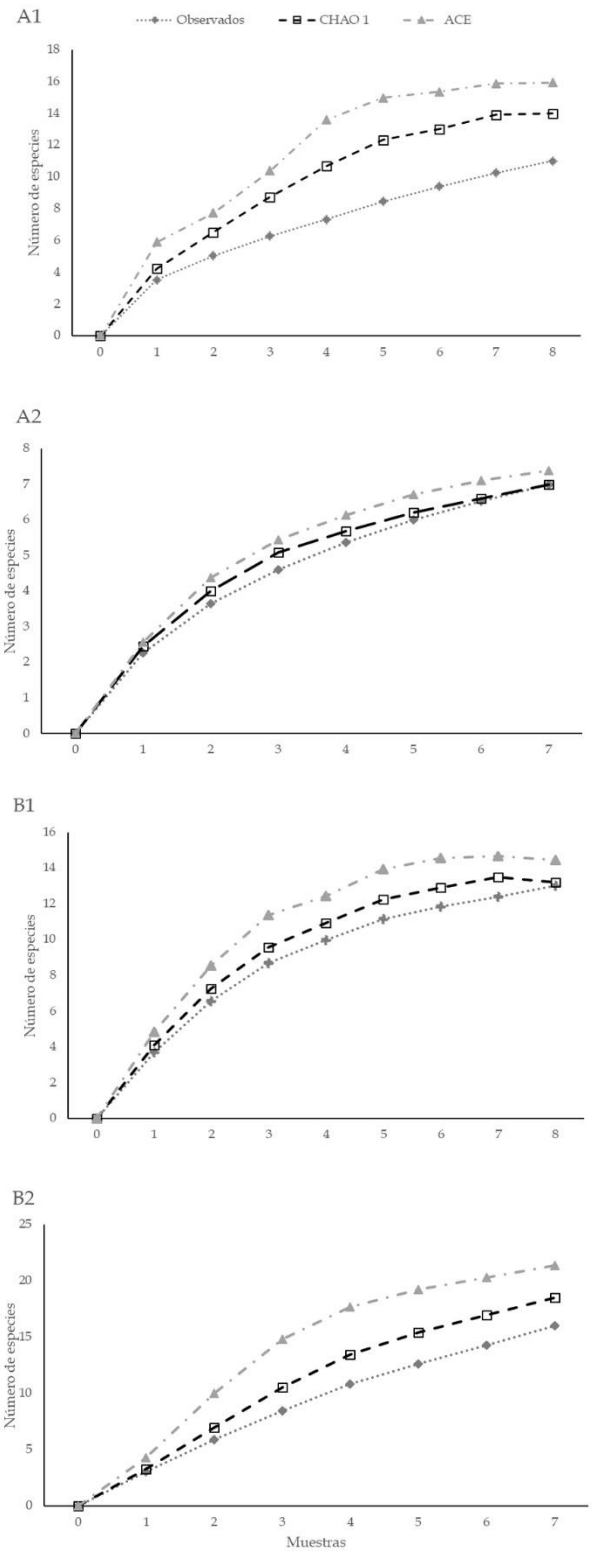


Figura 2. Curva de acumulación de especies de los niveles de muestreos **A1** Banco de semillas de Pachavita, **A2** Banco de plántulas, **B1** Banco de semillas de Santa María y **B2** Banco de plántulas de Santa María.

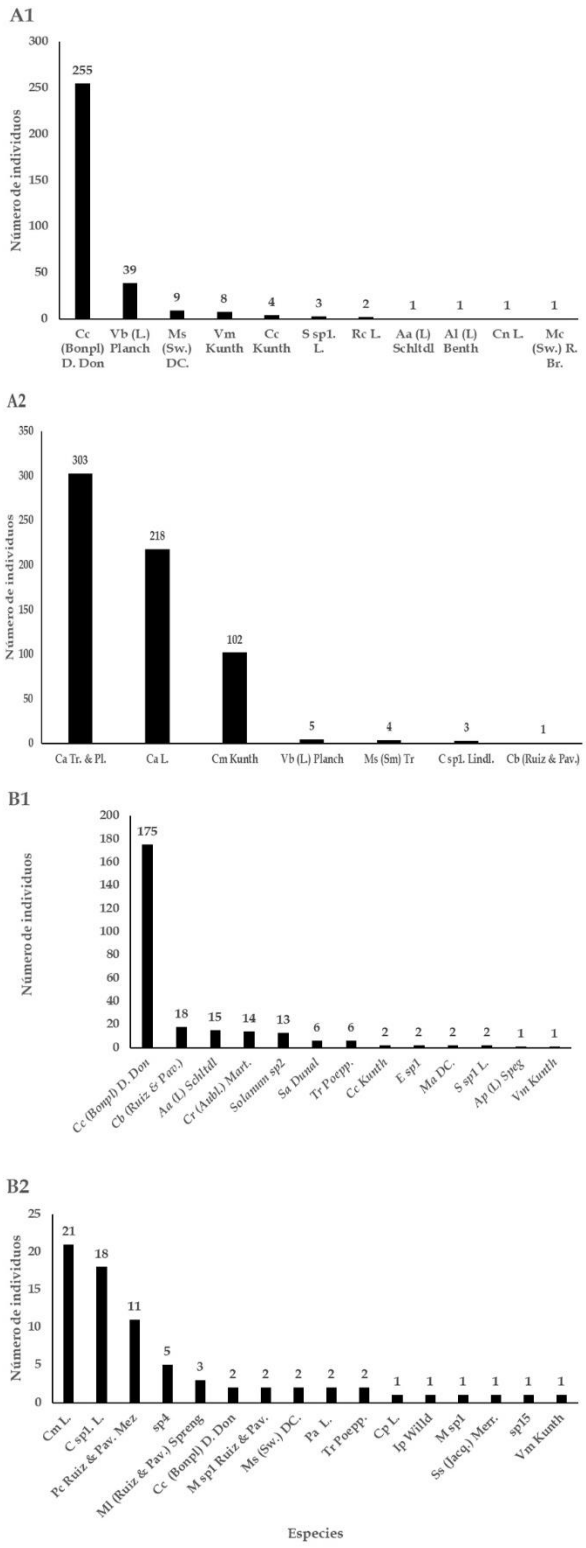


Figura 3. Distribución de las abundancias de las especies arbóreas y arbustivas **A1** Banco de semillas de Pachavita, **A2** Banco de plántulas, **B1** Banco de semillas de Santa María y **B2** Banco de plántulas de Santa María.

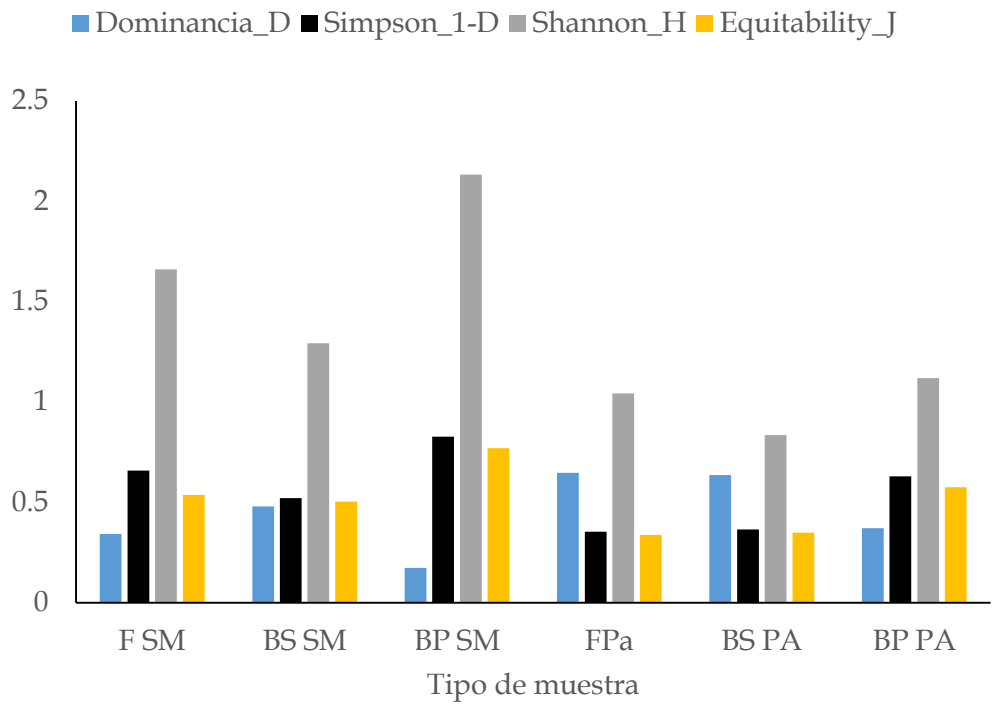


Figura 4. Índices de diversidad de especies de los bancos de semillas y plántulas de Pachavita y de Santa María.

CONCLUSIONES

Los bancos de los dos municipios presentan especies de importancia ecológica pertenecientes de familias representativas en los andes, no obstante, no se presenta similitud con la florística de su municipio probablemente debido a la capacidad de conservación de semillas. Esto implicaría que la sucesión en las áreas de cafetales pueda catalogarse de baja a intermedia.

BIBLIOGRAFÍA

Baskin, J. M. & Baskin, C. C., 1989. Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology. In: M. A. Leck, ed. *Ecology of Soil Seed Banks*. United States of America: Academic press, pp. 53-66.

Esmailzadeh, O., Hosseini, S. M. & Tabari, M., 2011. Relationship between soil seed bank and above-ground vegetation of a mixed-deciduous temperate forest in northern Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology,* 13(3), pp. 411-424.

Gelviz-Gelvez, S. M., Sánchez-Montaño, L. R., Lopez-Toledo, L. & Barragán, F., 2016. The andean forest soil seed bank in two successional stages in northeastern Colombia. *Botanical Sciences,* 94(4), pp. 713-727.

Gentry, A. H., 1982. Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. *Evolutionary Biology,* 15(https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1), pp. 1-84.

Gianaccini, F., Scaramuzzino , R. & Requesens , E., 2009. Banco de semillas en ambientes de las sierras de Azul (Buenos Aires, Argentina) con distinta intensidad de disturbios. *Agriscientia,* 26(2), pp. 71-79.

Higgins, S. I., Nathan, R. & Cain, M. L., 2003. Are long-distance dispersal events in plants usually caused by nonstandard means of dispersal?. *Ecology,* 84(8), pp. 1945-1956.

Higgins, S. I. & Richardson, D. M., 1999. Predicting plant migration rates in a changing world: The role of long-distance dispersal. *The American naturalist,* 153(5), pp. 464-475.

Lorenzoni-Paschoa, L. d. S. et al., 2019. Estágio sucessional de uma floresta estacional semidecidual secundária com distintos históricos de uso do solo no sul do Espírito Santo. *Rodriguesia,* Volume 70, pp. 2-18.

Martínez-Ramos, M. & García-Orth, X., 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México,* Volume 80, pp. 69-84 .

Romero López, A. M., Baquero Macías, N. & Beltrán Gutiérrez, H. E., 2016. Banco de semillas en áreas disturbadas de bosque subandinoen San Bernando (Cundinamarca, Colombia). *Colombia Forestal,* 19(2), pp. 181-194.

Sanou, L., Zida, D., Savadogo, P. & Thiombiano, A., 2018. Comparison of aboveground vegetation and soil seed bank composition at sites of different grazing intensity around a savanna-woodland watering point in West Africa. *Journal of Plant Research,* 131(3).

Savadogo, P. et al., 2016. Relationships between soil seed banks and above-ground vegetation along a disturbance gradient in the W National Park trans-boundary biosphere reserve, West Africa. *Journal of Plant Ecology,* 10(2), p. 349–363.

Sem, G. & Enright, N. J., 1995. The relationship between seed rain and the soil seed bank in a temperate rainforest stand near Auckland, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany,* 34(2), pp. 215-226.

Simpson, R. L., Leck, M. A. & Parker, V. T., 1989. Seed banks: General concepts and methodological issues. In: 10.1016/B978-0-12-440405-2.50006-3, ed. *Ecology of Soil Seed Banks.* s.l.:Academic Press, pp. 3-8.

Soons, M. B., Nathan, R. & Katul, G. G., 2004. Human effects on long-distance wind dispersal and colonization by grassland plants. *Ecology,* 85(11), pp. 3069-3079.

Valois-Cuesta, H., Córdoba-Arias, J. A. & Rentería-Arriaga, E., 2016. Patrones de diversidad de plantas en un gradiente de baja elevación en el Chocó, Colombia, usando especies indicadoras (Rubiaceae). *Revista Mexicana de Biodiversidad,* 87(4), pp. 1275-1282.

Valois-Cuesta, H., Martínez-Ruiz, C. & Urrutia-Rivas, Y., 2017. Formación del banco de semillas durante la revegetación temprana de áreas afectadas por la minería en un bosque pluvial tropical del Chocó, Colombia. *Revista de Biologia Tropical,* 65(1), pp. 393-404.

Vargas, J. O., 2011. Restauración ecológica: Diversidad y consevación. *Acta Biológica Colombiana,* 16(2), pp. 221-246.

Wilkinson, D. M., 1997. Plant colonization: Are wind dispersed seeds really dispersed by birds at larger spatial and temporal scales?. *Journal of Biogeography,* 24(1), pp. 61-65.

Williams-Linera, G., López-Barrera, F. & Bonilla-Moheno, M., 2015. Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano. *Madera bosques,* 21(2), pp. 89-101 .





INTERPOLACIÓN KRIGING PARA LAS VARIABLES DE FERTILIDAD DEL SUELO EN SANTO DOMINGO, HUASCA DE OCAMPO, HIDALGO

Vicente de Jesús Vega-Blancas[1]; Demetrio S. Fernández-Reynoso[1‡]; Antonia Macedo-Cruz[1]; José Donaldo Rios-Berber[1]; Alejandrina Ruiz-Bello[2]

[1] Posgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.
[2] Posgrado de Edafología, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.
‡ Autor de correspondencia (demetrio@colpos.mx)

RESUMEN

La fertilidad de suelos es uno de los elementos más importante en la nutrición de los cultivos y su variación espacial se puede determinar a través de técnicas geoestadísticas que permiten elaborar mapas y delimitar áreas de manejo. El objetivo de este trabajo fue analizar la fertilidad del suelo en la comunidad de Santo Domingo, Huasca de Ocampo, Hidalgo; utilizando mapas temáticos creados por el método de interpolación Kriging ordinario y las técnicas de validación en campo y cruzada para las variables de fertilidad del suelo. Los mapas fueron generados utilizando el software ArcGIS® versión 10.3. Los resultados muestran suelos con pH bajo, que indica suelos ácidos, por lo tanto, los nutrientes Ca, P y Mg están menos disponibles para la planta. Así mismo, los nutrientes primarios como el N, P y K se encuentran en cantidades deficientes. Se concluye que los mapas obtenidos en este estudio, a partir, del modelo Kriging ordinario y su validación en campo, son una herramienta útil como aproximación y referencia para determinar en buena medida la distribución espacial y variabilidad de las propiedades de fertilidad de los suelos. Los valores de MO, N, K, P y pH definieron principalmente el estado deficiente de fertilidad y evidencian la degradación de los suelos en la comunidad.

PALABRAS CLAVE: *Agricultura; degradación; geoestadística; validación de campo; validación cruzada*

INTRODUCCIÓN

La fertilidad del suelo es uno de los elementos más importante en la nutrición de los cultivos, por lo que es esencial su conocimiento para un mejor manejo. En áreas de agricultura tradicional es poco usual evaluar la fertilidad de suelos, especialmente por ser lento y costoso (González-Pedraza, 2013; Viloria *et al*., 2009; Ovalles, 1992).

Las variaciones espaciales de las propiedades del suelo se pueden mapear a través de técnicas geoestadísticas que permiten delimitar áreas de manejo diferencial; sin embargo, los suelos son cuerpos variables aún en cortas distancias, producto de las interacciones entre factores y procesos formadores de suelos (Andriotti, 2010). Entre los métodos geoestadísticos más utilizados para interpolar variables y realizar predicciones, que

consideren la estructura espacial de los datos y su autocorrelación mediante semivariogramas, está el método Kriging (Villatoro *et al*., 2008; Trangmar *et al*., 1986). El método de Kriging ordinario es el mejor estimador lineal no sesgado, es decir, que opera con el promedio ponderado de los datos disponibles (Wackernagel, 2003).

El presente trabajo tuvo como objetivo analizar la fertilidad del suelo en la comunidad de Santo Domingo, Huasca de Ocampo, Hidalgo; a través de mapas temáticos de acidez (pH), conductividad eléctrica (CE), capacidad de intercambio catiónico (CIC), contenido de materia orgánica (MO), nitrógeno (N), fosforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg) y sodio (Na).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en el estado de Hidalgo al sureste del municipio de Huasca de Ocampo, específicamente en la comunidad de Santo Domingo. Los tipos de suelo observados de acuerdo a la carta Edafológica F14-11 (INEGI, 2007) son de origen aluvial y en base a la clasificación de suelos de la World Reference Base for soil resources (WRB, 2015) se clasifican en Luvisol vértico y Luvisol crómico, ambos de texturas arcilla limosa.

Este trabajo se realizó para analizar la fertilidad de los suelos de uso agrícola por lo que se descartó el área de bosque de encino-pino de la comunidad de Santo Domingo. Se tomaron submuestras aleatorias a una profundidad recomendable para cultivos anuales (maíz, frijol, trigo, entre otros) de 0-30 cm (INIFAP, 2012), siguiendo una ruta de puntos en zigzag para obtener una muestra compuesta de aproximadamente un kilogramo (Schweizer, 2010). En total se recolectaron 45 muestras de suelo para la interpolación y 15 muestras para la validación de campo (Henríquez *et al*., 2013).

La validación cruzada se realizó con el método hold-out, el cual separó el conjunto de datos disponibles en dos subconjuntos, uno para entrenar el modelo y otro para realizar la prueba de validación (Arlot y Celisse, 2010).

Las muestras de suelo, previas al análisis, fueron secadas a 60°C durante 24 h y tamizadas a través de una malla de 2 mm. Las técnicas de análisis químicos efectuados se presentan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Técnicas de laboratorio para determinar las propiedades químicas de los suelos.

Elemento	Unidad	Técnica
pH	1:2	Potenciómetro, suspensión en agua 1:2 (Anderson e Ingram, 1993)
CE	$dS \cdot m^{-1}$	Extracto de saturación y Conductímetro (NOM-021-SEMARNAT-2000)
CIC	$cmol(+) \cdot kg^{-1}$	Acetato de amonio 1N pH 7 (Black, 1965)
MO	%	Walkley Black (1934)
N	%	Kjeldahl (Champan y Pratt, 2000)

K	cmol(+) kg^{-1}	Extraído con acetato de amonio 1N, pH 7 medido por espectrometría de emisión. (NOM-021-SEMARNAT-2000)
P	Mg kg^{-1}	Fluoruro de amonio (NH_4F) y colorimetría (NOM-021-SEMARNAT-2000)
Ca Na Mg	cmol(+) kg^{-1}	Extraídos con acetato de amonio 1 N pH 7; Ca y Mg medidos por complejometría con EDTA y Na por espectrometría de emisión. (NOM-021-SEMARNAT-2000)

Para ambos métodos de validación, entre valores obtenidos y predichos, se determinó el coeficiente de correlación Pearson (r) y las medidas de precisión como el error absoluto medio (EAM) y el error cuadrático medio (ECM.

$$EAM = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}|y_i - \hat{y}_i| \qquad ECM = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2$$

Donde, y_i es el valor observado en el punto "i", $\hat{y}_i$ es el valor predicho por el modelo en el punto "i", y n es el número de puntos utilizados. También, se estimó la efectividad de predicción (E) que mide la certeza de los resultados predichos por la interpolación (Villatoro *et al.*, 2008; Schloeder *et al.*, 2001; Gotway *et al.*, 1996).

$$E = (1 - \{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2 / \sum_{i=1}^{n}(y_i - \acute{y})^2\}) * 100$$

Donde $\acute{y}$ es el promedio de la muestra.

Los mapas fueron generados a partir del modelo de interpolación Kriging ordinario utilizando la herramienta *Geostatistical Analyst* del software ArcGIS® versión 10.3 [Esri. ArcGIS® and ArcMap™], los semivariogramas ajustados y validados para cada una de las variables, y la proyección UTM WGS84 14 N.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se observan los coeficientes de correlación (r) para la validación de campo y cruzada; se observan mejores coeficientes (Villatoro *et al.*, 2008) para las variables K, pH, P y MO con 0.88, 0.87, 0.82 y 0.80 respectivamente, mientras que la conductividad eléctrica (CE) obtuvo el coeficiente más bajo (0.21). Asimismo, la eficiencia de predicción (E) proyectó mejores resultados para la validación de campo de los principales nutrientes N (76.14%), P (66.22%) y K (88.75%) y, las propiedades pH (65.09%) y CIC (71.47%).

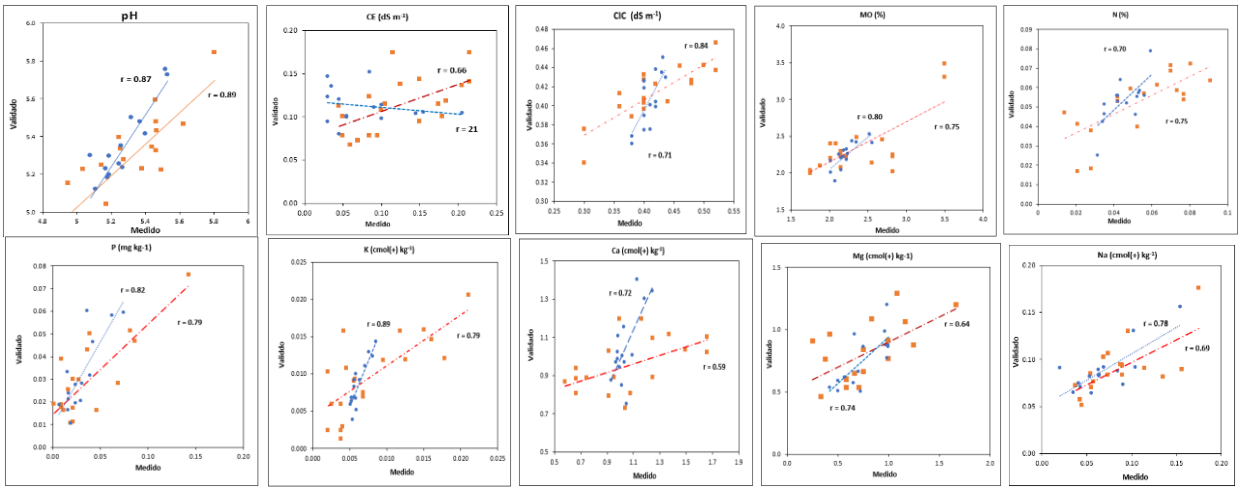


Figura 1. Gráficas de correlación de las variables de fertilidad del suelo para la validación de campo y cruzada.

La Figura 2 muestra los mapas temáticos de la distribución de las propiedades indicadoras de la fertilidad de los suelos estudiados. En ellos se puede ver la tendencia en la distribución espacial de los elementos N, P, K, Ca, Mg y Na, que ilustra de manera clara las zonas con mayores déficits de algún nutriente y la distribución de algunas propiedades químicas (MO, pH, CE y CIC) que modifican la asimilación de los nutrientes en el suelo y cultivo. El análisis geoespacial sugiere que los manejos realizados en el cultivo de maíz en el ejido inciden en la variabilidad del contenido de nutrientes en el suelo (Henríquez, 2013).

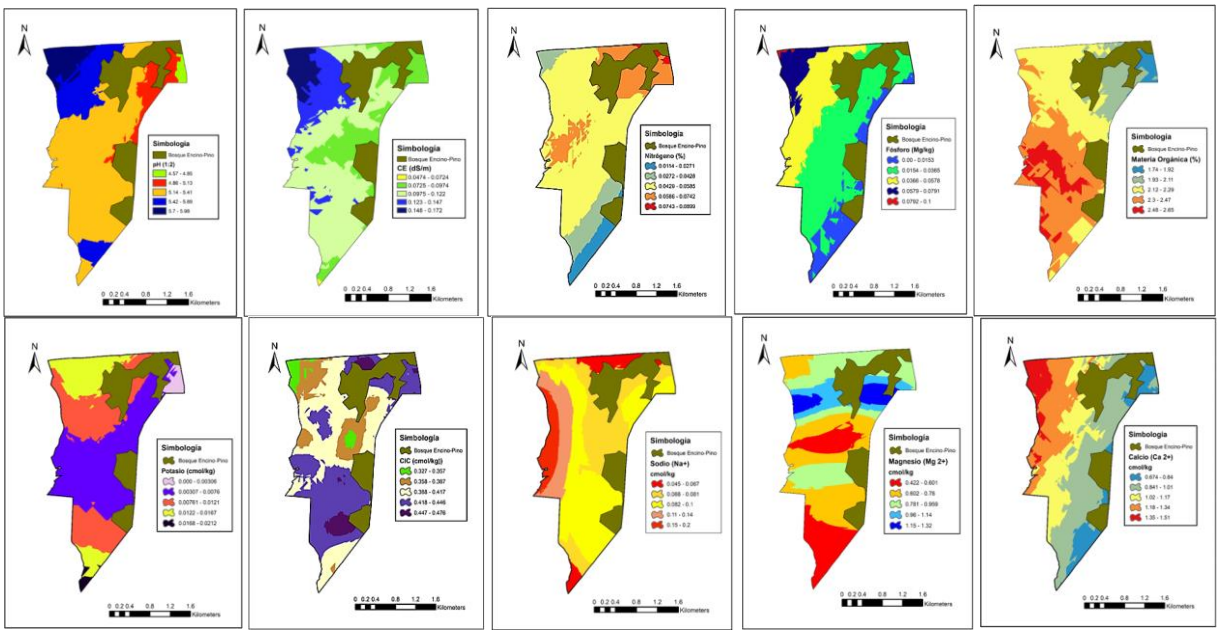


Figura 2. Mapas interpolados para las variables de fertilidad del suelo, Santo Domingo, Huasca de Ocampo, Hidalgo. México.

CONCLUSIONES

Los valores de MO, N, K, P y pH definieron principalmente el estado deficiente de fertilidad de los suelos. Además, la incorporación de los parámetros CIC, CE, Ca, Mg y Na mostró el comportamiento general de los suelos, evidenciando su degradación debido a las malas prácticas realizadas por los productores de la comunidad.

La validación en campo de los mapas obtenidos a partir del modelo Kriging ordinario, sugieren que el proceso de interpolación a escala local, son una herramienta útil como aproximación y referencia para determinar en buena medida la distribución espacial y variabilidad de las propiedades de fertilidad de los suelos.

De acuerdo a lo observado en los mapas, la comunidad de Santo Domingo presenta problemas de fertilidad y degradación en sus suelos, debido principalmente a las prácticas agrícolas de subsistencia, como la aplicación tradicional de fertilizantes sin conocer los valores de las variables físico-químicos del suelo; por lo que a través de los años, han acelerado la acidificación de los suelos, deteriorando su fertilidad y reduciendo su potencial productivo.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por el financiamiento de la Beca de estudios de Maestría en Ciencias del autor principal y a la comunidad de Santo Domingo por el apoyo brindado.

BIBLIOGRAFÍA

González-Pedraza, Ana. (2013). Variabilidad espacial de los suelos de la Unidad Experimental la Glorieta. Revista de la Facultad de Agronomía. 30, 1-6.

Ovalles, F.A. (1992). Metodología para determinar la superficie representada por muestras tomadas con fines de fertilidad. Maracay, VEN. FONAIAP. Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Instituto de Investigaciones Agrícolas Generales, 44.

Viloria, J., Y. Núñez., G. Machado., G. Elizalde y M. Pineda. (2009). Variación espacial del suelo y el paisaje en la cuenca alta del río Güey, estado Aragua, Venezuela. Revista Facultad Agronomia (UCV) 35(2), 67-78.

Villatoro M., Henríquez C., Sancho F. (2008). Comparación de los interpoladores IDW y Kriging en la variación espacial de pH, Ca, CICE y P del suelo. Agronomía Costarricense 32(1), 95-105.

Trangmar, B. B., Yost, R. S., & Uehara, G. (1986). Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. Advances in agronomy, 38, 45-94.

Wackernagel, H. (2003). Multivariate Geostatistics. Springer. http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-662-05294-5

INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias). (2012). Muestreo de Suelos y preparación de muestras. Campo Experimental Río Bravo. Desplegable para Productores Núm. 23 (INIFAP/CIRNE/A-487). http://www.inifapcirne.gob.mx/Biblioteca/Publicaciones/935.pdf

Schweizer Lassaga, Susana. (2010). Muestreo y análisis de suelos para diagnóstico de fertilidad. San José. CR. : INTA/MAG, 2010, 18. ISBN 978-9968-586-08-5





Arlot, S., & Celisse, A. (2010). A survey of cross-validation procedures for model selection. Statistics surveys, 4, 40-79. https://doi.org/10.1214/09-SS054

Anderson, J. M. and J. S. I. Ingram. (1993). Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. 2nd ed. CAB International. Wallingford, UK.

SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana (NOM) NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf

Black, C. A., & American Society of Agronomy, sponsoring body. (1965). Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy: Soil Science Society of America.

Walkley, A. and I. A. Black. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37, 29-38.

Schloeder C.A., Zimmerman N.E., Jacobs, M.J. (2001). Comparison of methods for interpolating soil properties using limited data. Soil Science Society of American Jornal, vol. 65, 470-479.

Gotway C. A., Ferfuson R.B., Hergert G. W., Peterson T. A. (1996). Comparison of Kriging and Inverse Distance Methods for mapping soil parameters. Soil Science Society of American Journal 60, 1237-1247.

Henríquez, C., Méndez, J. C., & Masís, R. (2013). Interpolación de variables de fertilidad de suelo mediante el Análisis kriging y su validación. Agronomía Costarricense, 37(2), 71-82. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0377-94242013000200006&lng=en&tlng=es

INEGI. (2007). *Conjunto de datos vectorial edafología escala 1:250 000 serie II (continuo espacial)*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/edafologia/vectorial_serieii.aspx

IUSS Working Group WRB. (2015). World reference base for soil resources 2014, update 2015. Prepared by Schad P, van Huyssteen C, Micheli E. World Soil Resources Reports No. 106, FAO, 192. http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-classification/world-reference-base/en/

DESALACIÓN DE SUELOS MEDIANTE BOMBEO DEL DRENAJE CON ENERGÍA EÓLICA EN DISTRITOS DE RIEGO

Leonardo Pulido-Madrigal[1]

RESUMEN

En una parcela experimental de 4.3 ha que tiene altos niveles de salinidad y un nivel freático superficial localizada en el sur del Distrito de Riego 038 Río Mayo, Son., entre 2014-2016 se determinó por medio de análisis de suelo y de monitorizaciones mensuales de la salinidad y de niveles freáticos superficiales, y de registros mensuales de variables climáticas, que las variables nivel freático superficial, temperatura ambiente, evapotranspiración de referencia y precipitación pluvial mostraron tendencias que influyeron estadísticamente en el ensalitramiento del suelo en los estratos superficial y subsuperficial. En la búsqueda de alternativas para rehabilitar tierras ensalitradas ubicadas en las zonas bajas del distrito de riego, se instalaron un sistema de drenaje subsuperficial y un aerogenerador a finales de 2014, para el bombeo del drenaje hacia la red de drenaje a cielo abierto del distrito. El bombeo se realizó de noviembre hasta abril de los ciclos agrícolas de otoño-invierno 2014-2015 y 2015-2016, de lo cual se analizó una profundización de 24 cm del nivel freático, que repercutió en una disminución de la salinidad de 10.5 dS m^{-1} hasta 4.9 dS m^{-1}; que permitirían altos rendimientos de trigo que es el cultivo que se produce en el área experimental. Por lo tanto, el bombeo del drenaje impulsado por energía eólica permite la desalación de suelos, y es una medida que no genera gases de efecto invernadero y por ello es ambientalmente adecuada; aplicable a tierras bajas de las planicies costeras.

PALABRAS CLAVE: *ensalitramiento; nivel freático; monitorización; análisis estadístico, impacto*

INTRODUCCION

En México en los distritos de riego aproximadamente 750,500 ha (21 %) están ensalitradas, y un 41 % de las afectaciones se localizan en la región noroeste, donde se localiza el distrito de riego No. 038 Río Mayo, Son, (DR 038) el cual presenta afectaciones por salinidad (CE) y un nivel freático superficial (MF) en el 32 % y 37 % de su superficie, respectivamente (De la Peña, 1993; Pulido *et al.*, 2010).

En el DR 038, se definió que en el ensalitramiento de los suelos participan la temperatura (T), que está en aumento por el calentamiento global (IPCC, 2014); los niveles freáticos superficiales; la salinidad del agua freática (CEaf); la evapotranspiración (ET); la precipitación pluvial (PP), y la salinidad del agua de riego (CEar) (Ayars *et al.*, 2012; De la Peña, 1979; Corwin *et al.*, 2012). Específicamente, se examinó que la presencia de niveles freáticos superficiales contribuye en gran medida en el ensalitramiento del suelo (Pulido *et al.*, 2016; Pulido, 2018). Entonces, para reducir la CE sin tener problemas con MF, entre otras medidas se tendría que instalar drenaje parcelario subsuperficial; sobre esto último en el DR 038 se han instalado 4,851 ha en parcelas localizadas por arriba de la cota 5 metros sobre el nivel del mar (msnm) (Ayars, 2012; Pulido, 2018). El bombeo de pozos de observación del





nivel freático superficial, puede usarse como drenaje de alivio para bajar los niveles freáticos si las condiciones geológicas del subsuelo son adecuadas (Luthin, 1978, citado por Ayars, 2012).

En el DR 038 existe una extensa superficie de aproximadamente 5,000 ha afectadas por CE y MF distribuida en los módulos de riego 01, 02, 05 y 06, misma que presenta topografía plana y que se localiza por debajo de la cota 5 msnm. En estas condiciones, la integración de las tecnologías de drenaje parcelario y bombeo del drenaje por medio de energías renovables, son una alternativa para desalar suelos y así incrementar el potencial productivo de parcelas ubicadas en planicies costeras; además de evitar la generación de gases de efecto invernadero, causantes del calentamiento global (Pulido *et al*., 2014; Pulido, 2018; IPCC, 2014).

Los objetivos del presente trabajo son:

1. Analizar la variación de la salinidad, niveles freáticos superficiales, temperatura ambiente, evapotranspiración de referencia, y precipitación pluvial, y determinar su influencia en el ensalitramiento de una parcela experimental de bombeo del drenaje con energía eólica, en el periodo 2014-2016.

2. Estudiar el efecto del bombeo del drenaje parcelario subsuperficial accionado mediante energía eólica, en la variación de la salinidad del suelo y de niveles freáticos superficiales, en una parcela experimental ubicada en el Módulo de Riego 06 del Distrito de Riego 038 Río Mayo, Son., en el periodo 2014-2016.

MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se realizó durante los años 2014-2016 en una parcela experimental de 4.3 ha ubicada en el ejido Moroncárit, en el Módulo de Riego No. 6, del Distrito de Riego 038 Río Mayo, Son.; la parcela se localiza según coordenadas geográficas: 24°44’53.33” norte y 109°37’11.61 oeste, y su altitud aproximada es de 3 metros sobre el nivel medio del mar (mnsn).

Se tomaron muestras de suelo en el estrato de 0-30 cm de profundidad, en nueve sitios distribuidos al azar, para analizar la CE; se calcularon la relación de adsorción de sodio (RAS) y el porciento de sodio intercambiable (PSI); los muestreos se realizaron en abril de 2014 y en mayo de 2015. Se determinó mensualmente la variación temporal de la CE en los estratos a 0-60 cm (estrato superficial) y 0-150 cm de profundidad (estrato subsuperficial), con un sensor electromagnético EM-38 de Geonics Limited previamente calibrado (Pulido *et al*., 2010), en una red de 12 sitios. Las mediciones se hicieron entre marzo de 2014 y julio de 2016, con lo cual se elaboraron mapas de clases de CE con un programa ArcGis. También, en una red de 18 pozos de observación del MF construidos exprofeso a una profundidad de 3 m, se llevaron a cabo monitorizaciones mensuales entre marzo de 2014 y julio de 2016; y así se elaboraron mapas de isobatas mensuales, con el programa ArcGis.

La parcela dispone de un sistema de drenaje subsuperficial y un cárcamo de bombeo de 38.4 m^3 de capacidad, donde descarga el drenaje. El sistema se instaló en líneas de tubería separadas a un promedio de 40 m y a una profundidad de 1.5 m. El bombeo del drenaje desde el cárcamo hacia la red de drenaje del distrito de riego, distante a 900 m, se hizo por medio de un aerogenerador modelo No. 12 constituido de una hélice de 18 aspas





galvanizadas, una torre galvanizada de 10 m de altura; pistón y cilindro de bronce de 5"; el aparato fue instalado en julio de 2014. El volumen de drenaje bombeado durante los ciclos agrícolas otoño-invierno 2014-2015 y 2015-2016, se obtuvo de un medidor volumétrico. Los datos climáticos comprendieron las condiciones de T, PP, evapotranspiración de referencia (ETo) diarios registrados en el área del proyecto, mismos que se obtuvieron de una estación meteorológica ubicada en la Ciudad de Huatabampo, Sonora, localizada según coordenadas geográficas 26.8167° de latitud norte y 109.6° de longitud oeste. Los datos agronómicos y climáticos se analizaron estadísticamente por medio de un análisis de varianza (ANOVA), con lo que se obtuvo la media, varianza, y desviación estándar (Desv.), y se determinaron diferencias estadísticamente significativas entre mediciones mensuales y entre estratos de suelo. Asimismo, se llevaron a cabo análisis de varianza de regresión lineal simple (RLS). El análisis estadístico se hizo con el programa Excel 2010.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los análisis de suelo se encontraron suelos salinos (más de 4 dS m^{-1} de salinidad y menos de 15 PSI), y no se determinaron suelos salino sódicos (más de 4 dS m^{-1} de salinidad y más de 15 PSI) (Richards, 1954). Se estableció una reducción de CE PSI en 2015 (Cuadro 1), coincidente con el bombeo del drenaje, mismo que inició en noviembre de 2014 y que causó una profundización del MF, en concordancia con Ayars (2012). La existencia y desarrollo de niveles freáticos superficiales influye en el incremento de suelos ensalitrados (Ayars, 2012; Ayars *et al*., 2012; De la Peña, 1979; Pulido *et al*., 2016; Pulido, 2018). Asimismo, los niveles de sodio disminuyeron debido al descenso del MF, y porque los riegos aplicados al trigo en la parcela experimental durante 2014-2015 (Pulido *et al*., 2014) disolvieron y propiciaron el lavado de sales hacia estratos inferiores; en particular el cloruro de sodio (NaCl), cloruro de magnesio ($MgCl_2$), y cloruro de calcio ($CaCl_2$) que son de las sales más solubles. Por su parte también el sulfato de sodio (Na_2SO_4) y el sulfato de magnesio ($MgSO_4$), son altamente solubles y son sensibles al incremento de T ambiente (Babcock *et al*., 1973).

La monitorización permitió descubrir que los valores de CE más altos en ambos estratos se encontraron en 2014 antes del bombeo; y a partir del bombeo en el estrato superficial la CE media mensual varió entre 6.0 dS m^{-1} (2015) y 4.0 dS m^{-1} (2016). En ambos estratos en 2015 y 2016 los niveles de CE más altos coincidieron con los MF más superficiales, entre febrero-marzo; es así que se estableció que los MF influyeron en el crecimiento de suelos ensalitrados (modelo 1, Cuadro 2), como consecuencia de que en los MF existen altos contenidos de sales, superiores a 7 dS m^{-1} (Pulido *et al*., 2016; Pulido, 2018). Al comparar ambos estratos, se observó que los mayores niveles de CE se encontraron en el estrato subsuperficial (Cuadro 1), en coincidencia con Pulido *et al*. (2016) y Pulido (2018). Este resultado concuerda con Ayers y Westcot (1987) por cuanto en suelos bajo riego, la CE aumenta con la profundidad. Ayars *et al*., (2012) establecen que en los suelos con niveles freáticos <2 m la CE aumenta con la profundidad del suelo.

El descenso en la CE coincidió con el bombeo del drenaje entre noviembre y abril de 2014-2016. Antes del bombeo en el estrato superficial en el 95% del área se cuantificaron suelos de tercera y cuarta clases agrícolas (8-12 dS m^{-1}), en octubre de 2014; y en febrero de 2015 durante el bombeo la clase agrícola mejoró ya que los suelos de primera clase (0-4 dS m^{-1})

ocuparon el 67% de la superficie. El decremento en la CE debido al bombeo del drenaje se explica por la profundización del MF que descendió de 1.0 m en 2014 a 1.2 m en 2016 (Cuadro 1); y en promedio de marzo-mayo dentro del ciclo agrícola de O-I de los tres años, descendió de 0.78-1.02 m. La desalación de suelos también se explica como resultado de que al descender el MF, con los riegos que se aplicaron al cultivo de trigo sembrado en 2015 y 2016 se lavaron las sales hacia estratos inferiores; asimismo, el bombeo está expulsando sales cuya concentración en mayo de 2015 resultó de 19.5 dS m^{-1}, superior a la CEar de 1.1 dS m^{-1} determinada en diciembre de 2014 (Pulido *et al*., 2014).

El volumen de bombeo acumulado entre noviembre y abril de 2014-2015 y 2015-2016 dentro de los ciclos agrícolas de O-I, fue de 1,217 m^3 y 1,372 m^3, correspondientemente. En este periodo el aumento del volumen bombeado entre 2014-2016 correspondió con la profundización del nivel freático de 0.78-1.02 m; este descenso del MF correlacionó con una reducción de la CE de 10.5-4.9 dS m^{-1} (modelo 2, Cuadro 2). Entre noviembre-abril de 2015-2016 el bombeo causó un descenso del MF de 0.72-1.29 m (modelo 3, Cuadro 2), y redujo la CE en el estrato superficial de 6.2 dS m^{-1} hasta 4.6 dS m^{-1} (modelo 4, Cuadro 2); por su parte, en 2014-2015 el bombeo redujo la CE en el estrato subsuperficial de 26.1-24.9 dS m^{-1} (modelo 5, Cuadro 2). El efecto del bombeo en la desalación de suelos fue mayor en el estrato superficial.

Las temperaturas medias anuales entre 2014-2016 resultaron mayores que las reportadas entre 1970-2001 de 18.4 °C; asimismo, las precipitaciones pluviales anuales promedio del mismo periodo tuvieron tendencia descendente, y fueron menores que las del periodo 1970-2001, de 415 mm en el DR 038 (Pulido *et al*., 2016; Pulido, 2018). Los niveles de CE de la parcela experimental correlacionaron con las variaciones de estas variables climáticas (modelos 6-8, Cuadro 2); estos resultados concuerdan con Pulido *et al*. (2016) y Pulido (2018). En invierno durante el ciclo de O-I el aumento de la T y ETo correlacionaron con aumentos de la CE en el estrato superficial, de 4.5-12.0 dS m^{-1}; esto se debe a que la T afecta la solubilidad de las sales en agua (Babcock *et al*., 1973). Asimismo, el aumento de la PP entre marzo-septiembre de 2015 desarrolló la CE de 4.4 hasta 6.0 dS m^{-1} en el estrato superficial (modelo 8, cuadro 2), debido a que las lluvias aportaron humedad al estrato superficial y propiciaron el ascenso capilar de sales por ET (Corwin *et al*., 2012).

Cuadro 1. Estadísticos de variables agronómicas y climáticas

Variable		2014		2015		2016		Fc	Ft
		Media	Desv.	Media	Desv.	Media	Desv.		
CE[1]	(0-30 cm)	6.5	2.2	5.5	3.3	-----	-----	0.53	4.49
PSI	(0-30 cm)	4.7	3.7	4.2	2.6	-----	-----	0.09	4.49
CE	(0-60 cm)	10.0	2.3	5.2	0.7	4.9	0.7	37.30*	3.39
CE	(0-150 cm)	26.1	1.5	24.9	1.8	25.1	2.8	1.11	3.39
MF		1.0	0.3	1.0	0.2	1.2	0.5	0.48	3.55

VB	-----	-----	1217	26.4	1372	103.0	0.35	4.96
T	23.6	5.8	23.5	6.2	23.6	5.8	0.00	3.28
ETo	1491	40.9	1260	41.0	2221	54.0	10.04	3.28
PP	221	24	233	34.0	203	24.0	0.02	3.28

[1]CE= salinidad (dS m^{-1}); PSI= porciento de sodio intercambiable; MF= nivel freático superficial (m); VB= volumen de bombeo (m^3) en el ciclo agrícola; T= temperatura media anual (°C); ETo= evapotranspiración de referencia anual; PP= precipitación pluvial anual; desv.= desviación estándar; Fc= F calculada con 95% de confianza; Ft= valor crítico de F, α= 0.05 de significancia; *= estadísticamente significativo

Cuadro 2. Análisis de varianza de regresión lineal simple de variables agronómicas y climáticas

Modelo	Estrato (cm)	Periodo	Modelo de regresión[1]	R^2	n	Fc	Ft
1	0-60	Diciembre-abril 2015-2016	CE=-3.316(MF)+7.992	0.89	5	24.59*	10.12
2	0-60	2014-2016	CE=-24.595(MF)+29.576	0.97	3	43.13	161.44
3	-----	Noviembre-abril 2015-2016	MF=0.002(VB)+0.486	0.95	4	45.66*	18.51
4	0-60	Diciembre-abril 2015-2016	CE=-0.003(VB)+5.635	0.99	4	257.41*	18.51
5	0-150	Noviembre-abril 2014-2015	CE=-0.043(VB)+33.617	0.85	5	18.05*	10.12
6	0-60	Octubre-marzo 2014-2015	CE=0.678(T)-6.727	0.92	6	46.28*	7.70
7	0-60	Octubre-febrero 2014-2015	CE=0.121(ETo)-4.448	0.90	5	27.85*	10.12
8	0-60	Marzo-septiembre 2014	CE=0.012(PP)+4.498	0.79	6	15.26*	7.70

[1]CE= salinidad (dS m^{-1}); MF= nivel freático superficial <1.5 m; VB= volumen de bombeo (m^3) en el ciclo agrícola; T= temperatura (°C); ET= evapotranspiración de referencia (mm); PP= precipitación pluvial (mm); Fc= F calculada con 95% de confianza; Ft= valor crítico de F, α= 0.05 de significancia; *= estadísticamente significativo.

CONCLUSIONES

En el estrato a 30 cm los niveles de salinidad y sodicidad exhibieron un descenso, coincidente con el bombeo del drenaje; asimismo la influencia del bombeo también causó un descenso de la salinidad en los estratos a 60 y 150 cm de profundidad. Se determinó que este descenso correlacionó con la profundización de niveles freáticos debida al bombeo del drenaje. Los niveles medios mensuales de las variables temperatura ambiente, evapotranspiración y precipitación pluvial correlacionaron con aumentos en la salinidad, lo cual explica los problemas de ensalitramiento en la parcela experimental.

El bombeo del drenaje accionado por un aerogenerador propició la desalación de suelos y mejoró su clase agrícola hasta suelos de primera y segunda clases, por lo que es una medida de adaptación al calentamiento global, aplicable a tierras bajas de las planicies costeras, localizadas por debajo de la cota cinco metros sobre el nivel medio del mar.

BIBLIOGRAFÍA

Ayars, J. E. 2012. On-Farm Irrigation and Drainage Practices. Pp 511-538. In: W. W. Wallender and K. K. Tanji (eds.). Agricultural salinity assessment and management (2nd edition). ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, No. 71. ASCE, Reston, VA.

Ayars, J. E.; G. J. Hoffman and D. L. Corwin. 2012. Leaching and rootzone salinity control. pp 371-403. In W.W. Wallender and K.K. Tanji (eds.). ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71. Agricultural Salinity Assessment and Management (2nd Edition). ASCE, Reston, VA.

Ayers, R. S. y D. W. Westcot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO, Riego y Drenaje. Núm 29, rev.1, Roma; 1987, pp 172.

Babcock K.L.; V.V. Egorov and V.A. Kovda. 1973. Chemistry of saline and alkali soils of arid zones. In irrigation, Drainage and Salinity, an International Source Book. Hutchinson FAO/UNESCO. www.unesdoc.unesco.org

Corwin, D. L.; S. M. Lesch, and D. B. Lobell. 2012. Laboratory and field measurements. pp 295-341. In W.W. Wallender and K.K. Tanji (eds.). ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71. Agricultural Salinity Assessment and Management (2nd Edition). ASCE, Reston, VA.

De la Peña, I. 1979. Principios y solución de drenaje parcelario, Boletín Técnico No. 9, SARH, Ciudad Obregón, Sonora, México.

De la Peña, I. 1993. Problemas de salinidad y drenaje en México. Documento de circulación interna. Comisión Nacional del Agua, Gerencia Regional en el Noroeste, Subgerencia de Riego y Drenaje, Cd. Obregón, Sonora.

IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L. A. Meyer (ed.)]. IPCC, Geneve, Switzerland, 151 pp.

Pulido, M. L.; J. González Meraz; C. L. Wiegand; J. Infante Reyes y J.M. Delgado. 2010. Monitoreo de la salinidad mediante sensores remotos. Terra Latinoamericana, Vol. 28, núm. 1, pp 15-26.

Pulido, M. L., H.E. Saucedo Rojas y L.A. Brizuela Mundo. 2014. Drenaje Parcelario y sistemas de bombeo con energía alternativa para mitigar y controlar el ensalitramiento en suelos agrícolas. Informe Final del Proyecto RD-1402.1. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, diciembre de 2014.

Pulido, M.L., H.E. Saucedo Rojas, I. Aragón Figueroa, J.E Cervantes Luna y H. Cazares Vega. 2016. Impacto del calentamiento global en la salinidad y el drenaje del Distrito de Riego 038 Río Mayo, Sonora. II Congreso Nacional de Riego y Drenaje COMEII 2016, Chapingo, Estado de México, del 08 al 10 de septiembre. Artículo COMEII-16053.





Pulido, M. L. 2018. Ensalitramiento de suelos, producción agrícola y calentamiento global. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Mor., 200 p.

Richards, L. A. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. Agriculture Handbook No. 60. United States Department of Agriculture. www.ars.usda.gov.







División 4

Educación y Asistencia Técnica

LA VERMICOMPOSTA COMO HERRAMIENA DIDÁCTICA PARA ABORDAR LA BIOLOGÍA DEL SUELO EN NIÑOS DE PREESCOLAR

Rosalía del Carmen Castelán Vega[1,2]; José Víctor Tamariz Flores[1,2]; Lisett Santa Cruz Ludwig[1,2]; Edel Gómez Otamendi[2]; Marco Antonio Marín Castro[1,2]

[1] Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas-Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, San Manuel, Puebla, Pue. 72570. México
[2]Posgrado en Ciencias Ambientales. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, San Manuel, Puebla, Pue. 72570. México
rosalia.castelan@correo.buap.mx

RESUMEN

Las escuelas de educación básica realizan actividades relacionadas con el ambiente, dentro de las principales herramientas que emplean se encuentran los huertos urbanos, la reforestación y el composteo; dentro del discurso que emplean de concientización, no consideran al suelo como un elemento esencial de los ecosistemas, ni la importancia de los organismos que ahí habitan. El objetivo del presente trabajo fue identificar la percepción y aprendizaje de niños de nivel preescolar sobre la biología del suelo a través de la elaboración de vermicompostas individuales. Se eligieron 150 niños de una escuela pública de la ciudad de Puebla, Puebla, México; se realizaron entrevistas semiestructuradas en grupos de 15 niños para identificar el nivel de conocimiento sobre el suelo y los organismos que habitan en él. Posteriormente se realizaron pláticas de 30 minutos cada una sobre los siguientes temas: qué es el suelo, su importancia, organismos que viven en el suelo y sus funciones. De manera simultánea se realizó un taller de vermicompostaje individual en la escuela y finalmente, se volvieron a efectuar entrevistas semiestructuradas con la misma base de preguntas, con la finalidad de identificar el cambio de percepción y aprendizaje sobre el suelo y los organismos que viven dentro de él. En este estudio preliminar se concluye que existió un cambio notable en la percepción y el conocimiento de los niños sobre los organismos del suelo y su importancia, además de ser una herramienta didáctica que puede ser aprovechada para realizar actividades transversales de educación en general.

PALABRAS CLAVE: *Educación ambiental; lombrices; abonos orgánicos; percepción ambiental; aprendizaje didáctico.*

INTRODUCCIÓN

Ante la crisis ambiental global que estamos enfrentando como humanidad, la educación ambiental se vuelve un reto civilizatorio que debe empezar a atenderse desde las etapas más tempranas en el desarrollo educacional. Es indispensable que las nuevas generaciones cuenten con herramientas y soluciones viables ante esta crisis. La educación ambiental es un proceso formativo transversal sobre la enseñanza y concientización de la conservación y protección al ambiente, en el que las escuelas y docentes juegan un papel fundamental para iniciar el razonamiento ambiental en los niños que cursan la educación básica. En este

contexto, en las últimas décadas se han implementado diversas herramientas didácticas como elementos de educación ambiental, unas de las más importantes son los huertos escolares y los módulos de compostaje (Cramer y Ball, 2019), cuyo objetivo es que los niños aprendan con métodos no tradicionales de enseñanza-aprendizaje, sino con métodos de construcción de conocimiento a través del contacto con la naturaleza y fuera de las aulas (Largo-Wight *et al*., 2018), principalmente en escuelas de ambientes urbanos.

El suelo es un recurso natural clave en el funcionamiento de los socioecosistemas, pese a esto, muy poco se destaca su importancia en las actividades de educación ambiental, aun cuando en las instituciones educativas se fomente el composteo de los residuos orgánicos, esto ocurre principalmente por desconocimiento por parte de los educadores sobre las funciones ecológicas que lleva a cabo, motivo por el cual, a través del Programa impulsado por la Unión Internacional de las Ciencias del Suelo, IUSS por sus siglas en inglés, la IUSS GO TO DE SCHOOL, la Comisión de Educación y Enseñanza de la Ciencia del Suelo, ha iniciado una serie de actividades destinadas a realizar actividades de educación ambiental en donde se destaque la importancia de este recurso natural, por lo que el objetivo del presente trabajo fue identificar la percepción y aprendizaje de niños de nivel preescolar sobre la biología del suelo a través de la elaboración de lombricompostas individuales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Jardín de Niños Hermanos Serdán de la ciudad de Puebla, Puebla, durante el periodo de primavera del ciclo escolar 2021-2022, se involucró a todos los niños del plantel, quienes sumaron en total 150, de los cuales 80 fueron niñas y 70 niños, con edad promedio de 3 a 6.5 años. La selección del plantel se realizó a conveniencia, siendo fundamental la disposición de los directivos para que el grupo de trabajo se involucrara en actividades de educación ambiental con los niños. Cabe destacar que la institución cuenta con 50 años de antigüedad y es de carácter público.

Se inició con dos sesiones académicas con los docentes del plantel, para explicar la estrategia y el desarrollo del proyecto, así como las actividades transversales que debían realizarse para cumplir con los objetivos del proyecto. Posteriormente se tuvieron dos sesiones de inmersión con los estudiantes, para que se familiarizaran con los involucrados en el proyecto y tuvieran la confianza necesaria para poder ser entrevistados.

Se aplicó una primera entrevista semiestructurada a cada niño con el objetivo de determinar su nivel de conocimiento sobre el medio ambiente y, en particular, sobre el suelo y la biodiversidad que hay en él. Posteriormente se impartieron en grupos de 15 niños cuatro pláticas de 30 minutos sobre los siguientes temas: qué es el suelo, su importancia, organismos que viven en el suelo y sus funciones. Durante estas pláticas los niños tuvieron la oportunidad de dibujar y expresar sus opiniones sobre el suelo y los organismos que en él habitan, así como la realización de diversas actividades en donde involucraron a sus familiares, como dibujar y recortar los animales que viven dentro del suelo, hacer un diagrama de las actividades que realizan, recolectar los desechos orgánicos y de jardinería de sus casas y de la misma escuela, observar con una lupa la presencia de organismos sobre y dentro del suelo en sus jardines o macetas.

Posteriormente, se realizó una práctica sobre la identificación de las características físicas de las lombrices empleadas en el vermicompostaje (*Eisenia fetida*), como color, tamaño, condiciones ambientales en las que les gusta crecer, lo que les gusta comer y las propiedades y beneficios de sus desechos. Se les permitió a los niños observar detenidamente a las lombrices, tocarlas y cuidarlas por un tiempo (una semana) dentro de sus salones escolares.

Se realizó el taller de vermicompostaje, en donde los niños en recipientes tipo pet de 3 litros diseñaron sus vermicomposteras, al aire libre con sus palas de jardín apilaron cada uno de los elementos que debe contener: suelo, material verde, material seco, suelo y agua. Una vez lleno el recipiente se les colocó un promedio de 15 lombrices. Se colocaron enterradas bajo los árboles del área verde del plantel para proveer de sombra y se les diseñó un cronograma de riego y cuidado de sus vermicomposteras.

Dentro de las actividades de seguimiento los niños debían anotar y/o dibujar, los cambios presentados en lapsos de 15 días hasta completar 3 meses. Una vez terminada la lombricomposta se utilizó para la siembra de plantas en maceta que se presentaron en una exposición de fin de cursos.

Al mes de realización de la lombricomposta se aplicó nuevamente una entrevista semiestructurada con el objetivo de valorar la percepción y aprendizaje de los 150 niños de nivel preescolar sobre la biología del suelo y su importancia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la primera entrevista aplicada ante la pegunta ¿Qué elementos de la naturaleza conoces?, muestran que los niños relacionan a la naturaleza con el árbol, el pasto, las flores y los animales, principalmente mencionan animales domésticos. Con base a la pregunta ¿Crees que el suelo es parte de la naturaleza? Se evidencia que no relacionan al suelo como parte de la naturaleza, sino con la producción de alimentos, además de denominarlo "tierra". Ante el cuestionamiento planteado ¿Consideras que el suelo tiene vida? Los resultados muestran que perciben al suelo como algo sin vida. Al preguntar sobre ¿Qué animales viven en el suelo? El 95% sólo mencionó a las lombrices, el otro 5% mencionó a los topos, las hormigas y los "bichos malos" (bacterias) que nos enferman del estómago. Al cuestionar sobre Si saben ¿Por qué es importante el suelo? Se observó que no identifican las funciones del suelo, a excepción de la de brindar alimentos como el maíz. Del universo de niños entrevistados (150), 2 tienen familiares que cuentan con parcelas agrícolas con las que tienen interacción constante, por lo que además del maíz mencionaron otros cultivos, como el frijol, el chile, la papa y los rábanos, ambos niños comentaron que ayudan a sus abuelitos en el campo y que ellos les platican sobre la naturaleza, por eso les gusta mucho visitarlos.

CONCLUSIONES

Las pláticas con los niños y la elaboración de la lombricomposta funcionaron como herramientas didácticas de educación ambiental en el aprendizaje de la importancia del suelo y los organismos que viven dentro de él, ya que cambió la percepción que tenían sobre la "tierra", incluso algunos adoptaron el término "suelo", internalizaron y lograron expresar en un breve discurso las funciones del suelo y de los organismos que viven dentro del suelo.

El monitoreo de la lombricomposta ha funcionado como un espacio de convivencia y reflexión sobre el cuidado del ambiente y de los elementos que se interrelacionan, involucrando a docentes, trabajadores de la escuela, directivos y universitarios. De igual forma, ha sido un elemento de aprendizaje transversal para la educación curricular como las matemáticas, ya que los niños cuentan las lombrices que observan, desarrollan habilidades organización y pensamiento crítico, al preguntarse ¿por qué cambia el material que originalmente se depositó en las lombricomposteras?, entre otros. Se está en un proceso de cambio de comportamiento al contar con separadores orgánicos y desarrollar el hábito de la separación de los residuos. En este contexto, se concluye que la elaboración de lombricomposta es una herramienta didáctica que puede jugar el papel de elemento articulador entre conocimientos de educación curricular como de educación ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Al Jardín de Niños Hermanos Serdán de la ciudad de Puebla, Puebla por permitirnos interactuar con sus niños y evaluar la importancia de un módulo de lombricomposta como herramienta de educación ambiental y la Caracola, Casa de Lectura y el Programa Nacional Salas de Lectura, por ser los gestores del inicio de esta importante vinculación.

BIBLIOGRAFÍA

Cramer, S. E. & Ball, A. L. (2019). Wild Leaves on Narrow STEMs: Exploring Formal and Non-formal Education Tensions Through Garden-Based Learning. Journal of Agricultural Education, 60(4), 35-52. https://doi.org/10.5032/jae.2019.04035Beltrán, E.J. (2017). Los recursos didácticos y el aprendizaje significativo, Rev. Multidisciplinaria de investigación, 2(1), 33-38.

Largo-Wight, E., Guardino, C., Wludyka, P. S., Hall, K. W., Wight, J. T. & Merten, J. W. (2018). Nature contact at school: The impact of an outdoor classroom on children's wellbeing. International Journal of Environmental Health Research, 28(6), 653-666. https://doi.org/10.1080/09603123.2018.1502415.

INEGI. (2010). Compendio de información Geográfica Municipal 2010 Tlahuapan, Puebla. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

Sánchez, O.R, Collazo, C.A y Jiménez, J.A. (2018) El trabajo colaborativo como estrategia didáctica para la enseñanza/ aprendizaje de la programación: una revisión sistemática de literatura, Rev. Tecnológicas, 21(41):115-134.

PROGRAMA GLOBAL "LOS DOCTORES DEL SUELO": UN RETO DIDÁCTICO Y TÉCNICO

Rosalía del Carmen Castelán Vega[1,2]; José Víctor Tamaríz Flores[1,2]; Lisett Santa Cruz Ludwig[1,2]; Edel Gómez Otamendi[2]; Marco Antonio Marín Castro[1,2]

[1] Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas-Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, San Manuel, Puebla, Pue. 72570. México
[2]Posgrado en Ciencias Ambientales. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, San Manuel, Puebla, Pue. 72570. México
rosalia.castelan@correo.buap.mx

RESUMEN

En el marco de la Alianza Mundial por el Suelo de la FAO, en el 2020 fue presentada la iniciativa del Programa Global Los Doctores del Suelo, cuyo objetivo es fortalecer de forma directa la capacidad de los agricultores sobre los principios de prácticas de manejo sostenible de los suelos. Bangladesh, Malawi y México son los tres países piloto para dar comienzo a este Programa. El objetivo fue evaluar el material didáctico, la metodología y el grado de apropiación del programa con grupos de pequeños productores de tres municipios del estado de Puebla, México. Se seleccionaron en total 30 productores pertenecientes a los municipios de Calpan, Tecali de Herrera y Molcaxac. Se impartieron dos talleres en cada municipio abordando cuatro infografías del Programa: ¿Qué es el suelo? ¿Cómo mejorar el contenido de materia orgánica del suelo? ¿Qué es el pH del suelo? ¿Cómo manejar mejor tu suelo? Al término de cada taller se aplicó a cada participante una encuesta semiestructurada, previamente validada por un grupo de expertos, la encuesta contó con dos factores de análisis: material didáctico y grado de apropiación del conocimiento. Los productores de los tres municipios presentaron similar resultado en cuanto a la adquisición de nuevo conocimiento sobre la identificación cualitativa de las propiedades del suelo. Las infografías utilizadas resultaron ser un material que facilita la comunicación y contribuye significativamente a la apropiación social del conocimiento. Los retos para financiar, dar continuidad y replicar el programa para escalarlo a nivel nacional, deben ser asumidos de forma trans-institucional.

PALABRAS CLAVE: *Transferencia tecnológica; capacitación campesina; extensionismo; educación no formal.*

INTRODUCCIÓN

En el 2020, la Alianza Mundial por el Suelo de la FAO, presentó la iniciativa del Programa Global "Los Doctores del Suelo", cuyo objetivo es fortalecer de forma directa la capacidad de los agricultores sobre los principios de prácticas de manejo sostenible de los suelos, ofreciéndoles capacitación específica sobre cómo preservar y restaurar las buenas condiciones y funciones del suelo. También contribuye a crear conciencia sobre la importancia del manejo sostenible de este recurso base para la producción de alimentos. Los

tres países pilotos seleccionados para iniciar el Programa son Bangladesh, Malawi y México. En el caso de nuestro país la Institución promotora del programa es el Programa Universitario de Estudios Interdisciplinarios del Suelo (PUEIS) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), mismo que promovió ante la Alianza la capacitación del Grupo Piloto-México, logrando certificar a nivel nacional 32 formadores de "Doctores del suelo". "Los Doctores del suelo" son los productores capacitados sobre las propiedades fisicoquímicas de los suelos y prácticas de manejo sostenible con base en sus condiciones locales, a través de infografías diseñadas por la FAO y de ejercicios cualitativos prácticos para ayudar a la comprensión de la información. Una vez certificados como "agricultores campeones" o "Doctores del suelo", tienen el compromiso de capacitar a otros productores de sus comunidades o regiones, utilizando las mismas herramientas con las cuales fueron certificados. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el material didáctico, la metodología y el grado de apropiación del programa con grupos de pequeños productores de tres municipios del estado de Puebla, México, identificando elementos que influyen en la implementación del Programa y recopilando los aportes compartidos por los productores participantes en el contexto local.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización de las zonas de estudio

La investigación se realizó en tres municipios del estado de Puebla, México: Calpan, Tecali de Herrara y Molcaxac. Calpan se localiza en el centro del estado, a las faldas del volcán Iztaccíhuatl, cuenta con clima templado y presenta tres tipos de cobertura vegetal: Bosque de Pino, Bosque de Pino-Encino y Pastizal alpino. Las clases taxonómicas de suelo predominantes son Andosol y Cambisol, su actividad principal es agrícola con cultivos como maíz, tejocote, manzana, haba, frijol, flores de ornato, higo, entre otros. Tecali de Herrera se ubica al centro del estado con clima templado y vegetación predominante de selva baja caducifolia y matorral rosetófilo, su actividad económica principal es la agricultura de temporal de maíz, frijol, trigo y haba, principalmente, este municipio se caracteriza por la presencia de mantos de mármol y ónix. Molcaxac, espacialmente también se localiza al centro del estado, su clima es semicálido, con vegetación predominante de matorral crasicáule y selva baja caducifolia, su actividad económica principal es la siembra de hortalizas, maíz, pitaya y pitahaya (INEGI, 2010).

Diseño de la investigación

La investigación realizada fue de tipo mixto con enfoque descriptivo, se realizaron tres reuniones para generar la estrategia de implementación en cada municipio y de socialización del proyecto, así como una revisión sobre los tipos de cultivos sembrados y principales problemáticas en el deterioro de sus suelos.

Selección de los productores

Se seleccionaron 10 pequeños productores en cada municipio, los cuales fueron seleccionados de acuerdo a los siguientes criterios adaptados: que fueran productores directos, interés de participación, disponibilidad de tiempo, permanencia en los talleres de

capacitación, disposición para la aplicabilidad de los conocimientos adquiridos y compromiso de continuidad y capacitación de nuevos "Doctores del suelo".

Implementación de los talleres

Se realizaron dos talleres en cada municipio en las parcelas de los productores involucrados, aplicando el material didáctico diseñado por la FAO para facilitar la adquisición de los contenidos, se abordaron los temas planteados en las siguientes infografías de la FAO: ¿Qué es el suelo? ¿Cómo mejorar el contenido de materia orgánica del suelo? ¿Qué es el pH del suelo? ¿Cómo manejar mejor tu suelo? Se realizaron prácticas cualitativas del suelo, para que los productores lograran identificar el tipo de estructura, textura, adhesividad y plasticidad de sus suelos y pH. Los talleres contaron con una sesión extra de retroalimentación y refuerzo del conocimiento.

Encuestas

Al término de cada taller se aplicó a cada participante una encuesta semiestructurada diseñada por un grupo interdisciplinario, misma que fue validada por expertos en metodologías cualitativas. La encuesta contó con dos factores de análisis: material didáctico y grado de apropiación del conocimiento. En lo referente al material didáctico se cuestionó sobre los colores empleados, que el lenguaje utilizado sea comprensible, si consideran que hay saturación de texto, el tamaño de las letras, entre otros. Con respecto al gado de apropiación del conocimiento se preguntaron aspectos básicos, como que definieran al suelo, cuáles son sus principales funciones, qué procesos de degradación hay en su región y si se relacionan con la materia orgánica, qué es el pH y por qué es importante para la nutrición, entre otros.

Los criterios considerados en la evaluación del material didáctico fueron (Falcao *et al*., 2016): calidad de los materiales, contenido y claridad de los conceptos, exposición de ideas centrales, lenguaje sencillo, presentación visual. Los criterios considerados para la apropiación social del conocimiento incluyeron aspectos del proceso de capacitación, codificación de la información, categorización, percepción y significancia de los conocimientos adquiridos (Aguilar, 2011).

Finalmente se hizo una valoración de los retos que plantea el escalamiento del Programa a nivel nacional, su monitoreo y el diseño de una estrategia de medición de su impacto en lo social, el manejo del suelo y la disminución o freno de los procesos de deterioro del suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los productores participantes en esta investigación se encontraron en un intervalo de edad de entre 15 y 65 años; el 2% fueron mujeres; el 84% con escolaridad de primaria incompleta, habitan en predios de minifundio con promedio de 1.5 hectáreas, dedicadas principalmente a la siembra de monocultivo de maíz (*Zea mays* L.); sus estructuras comunitarias de organización son desorganizadas y la asistencia técnica y capacitación que reciben es limitada. En los tres municipios han detectado procesos de degradación del suelo, inferido por los bajos rendimientos que actualmente obtienen. En Tecali de Herrera y Molcaxac, un factor limitante agrícola importante es la disponibilidad de agua.

Con respecto al Programa, el 100% se encuentra motivado e interesado en continuar, les agrada que asistan expertos en las ciencias del suelo y que la FAO lo financie, les motiva pensar que su comunidad y ellos aparezcan a nivel internacional como ejemplo de productores innovadores y comprometidos. Sus temores que no haya continuidad y sean abandonados como muchos proyectos gubernamentales estatales y federales.

Referente al material didáctico que se utiliza, consideran que es de fácil comprensión, les agrada que los formadores certificados les permitan expresar sus conocimientos y saber si lo que han implementado ha sido bueno o no para su suelo. Se comprobó que las infografías empleadas y el aprendizaje participativo en un ambiente de integración y confianza, son herramientas que desarrollaron habilidades cognitivas en los productores, además de facilitar la adquisición de conocimiento nuevo (Sánchez *et al*., 2018).

El análisis de las evaluaciones realizadas después del proceso de capacitación en los tres municipios muestra que las infografías influyeron de manera positiva en la adquisición de nuevo conocimiento y que este se mantuvo a través del tiempo, esto concuerda con lo planteado por Beltrán (2017), quien menciona que la didáctica ayuda a que el aprendizaje no sea temporal, si no que sea permanente y que lo adopte en su vida diaria.

Es importante destacar que estos resultados son preliminares, debido que recientemente se está llevando a cabo la implementación de este Programa, no obstante, es de vital importancia iniciar desde esta etapa la evaluación del material implementado y, sobre todo, considerar la asistencia técnica de acompañamiento que se deberá establecer para darle continuidad.

CONCLUSIONES

El material didáctico diseñado e implementado por el Programa es de fácil comprensión, incluye conceptos centrales que los productores no conocían, las prácticas cualitativas realizadas los motiva para poder, de una forma sencilla, conocer algunas de las características de los suelos en los que cultivan, ya que son conscientes que son diferentes entre sí, por lo tanto, material didáctico contextualizado al territorio local es una herramienta fundamental para la apropiación social del conocimiento de los productores. Los resultados demuestran que el conocimiento adquirido a través de los talleres se ha incrementado con respecto al que tenían de manera previa. Los retos para dar continuidad al Programa son varios, incluido el financiamiento. Es indispensable contar con promotores locales que se encarguen de dar seguimiento y generar reuniones en donde se muestren las reuniones sostenidas de los productores con sus pares locales, seguir motivando e incentivando la permanencia del Programa.

AGRADECIMIENTOS

A la Alianza Mundial por el Suelo de la FAO, por la certificación como formadores del Programa los Doctores del Suelo, al Programa Universitario de Estudios Interdisciplinarios de la UNAM por la gestión del material del Programa utilizado. De manera especial agradecemos a los 30 productores involucrados en proyecto, por su confianza, compromiso, ánimo de innovar y aprender y, por supuesto, su gran hospitalidad en cada reunión sostenida.





BIBLIOGRAFÍA

Aguilar, J. (2011). La evaluación educativa. México: Asociación Oaxaqueña de Psicología.

Beltrán, E.J. (2017). Los recursos didácticos y el aprendizaje significativo, Rev. Multidisciplinaria de investigación, 2(1), 33-38.

Falcao, E., Moraes, M y Rossato, J. (2016). Evaluation of Virtual Objects: Contributions for the Learning Process. International Review of Research in Open and Distributed Learning. 17(6), 62 – 74.

INEGI. (2010). Compendio de información Geográfica Municipal 2010 Tlahuapan, Puebla. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

Sánchez, O.R, Collazo, C.A y Jiménez, J.A. (2018) El trabajo colaborativo como estrategia didáctica para la enseñanza/ aprendizaje de la programación: una revisión sistemática de literatura, Rev. Tecnológicas, 21(41):115-134.







División 5

Ciencias de Frontera y Multidisciplinarias en Suelo

NANOPARTÍCULAS DE PLATA O HEMATITA AFECTAN LA ACUMULACIÓN DE NUTRIENTES EN RAÍZ DE FRIJOL COMÚN

Jessica Denisse Valle García[1]; Fabián Fernández Luqueño[2]; Edgar Vázquez Núñez[3]; Luc Dendooven[4]

[1] Programa de Doctorado Transdisciplinario en Desarrollo Científico y Tecnológico para la Sociedad, Cinvestav-Zacatenco. Ciudad de México, 07360. México.
[2] Programas de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía, Cinvestav-Saltillo, Coahuila de Zaragoza. 25900. México.
[3] Departamento de Ingenierías Química, Electrónica y Biomédica, Universidad de Guanajuato, Campus León, 37150, León, Gto. México.
[4] Departamento de Biotecnología y Bioingeniería, Cinvestav-Zacatenco. Ciudad de México, 07360. México.
Email: jessicad.valleg@cinvestav.mx

RESUMEN

La presencia de nanopartículas (NPs) y nanomateriales (NMs) se ha incrementado en el medio ambiente debido a sus diversas aplicaciones, algunas de estas relacionadas con la agricultura. El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de NPs de Ag (NPs-Ag) o Fe (NPs-α-Fe_2O_3) sobre los componentes de rendimiento y la acumulación de micronutrientes en la raíz de frijol común (*Phaseolus vulgaris* L.). Las plantas de frijol se cultivaron en invernadero durante 100 días. Como sustrato se empleó suelo agrícola tratado con 0.15 g de NPs por kg de suelo seco (ss^{-1}) para preparar los tres tratamientos evaluados (TC=control; TAg=NPs-Ag a 0.15 g kg ss^{-1} o TFe=NPs-α-Fe_2O_3 a 0.15 g kg ss^{-1}). Las NPs-Ag o NPs-α-Fe_2O_3 aumentaron significativamente el número de vainas y semillas, comparadas con el TC, pero no hubo efectos significativos en la morfometría de las plantas. Sin embargo, las NPs-Ag o NPs-α-Fe_2O_3 disminuyeron significativamente la concentración de micronutrientes en los tejidos de la raíz, respecto al tratamiento TC. Las NPs evaluadas interfieren la absorción de micronutrientes por la raíces de frijol y favorecen el número de vainas y semillas a través de un mecanismos activado por estrés. Se recomienda realizar investigación enfocada en los procesos de absorción de micronutrientes en presencia de NMs y en la activación de mecanismos fisiológicos inducidos por estrés.

PALABRAS CLAVE: *agricultura sostenible; calidad del suelo; importancia socioeconómica; nanoagrotecnología; rendimiento.*

INTRODUCCIÓN

En los últimos años han destacado las múltiples y variadas aplicaciones de las NPs en distintos campos: electrónica, bioingeniería, industria textil, cosméticos, el medio ambiente, etc., de tal manera que la nanotecnología se encuentra relacionada con muchos aspectos de

la vida cotidiana. El crecimiento y cobertura que ha tenido la nanotecnología preocupa a diversos expertos debido a lo que implicaría la disposición final de las NPs y su efecto potencial en los sistemas ambientales (Bakshi *et al.,* 2014). Uno de los campos de aplicación de las NPs es la agricultura, en donde se emplean de diferente manera para la producción y manejo de cultivos (Kah, 2015). La agricultura tradicional y tecnificada parece insostenible a través de los años por problemas como enfermedades, plagas, sequías, inundaciones, falta de nutrientes, degradación de suelo por el uso excesivo de agroquímicos como fertilizantes, herbicidas y plaguicidas, entre otros (Lowry *et al.,* 2019). Por lo anterior, se buscan nuevas alternativas que permitan abordar estos problemas y preocupaciones. Desde esta perspectiva, la nanotecnología es una tecnología aplicable en la agricultura para incrementar su eficiencia y sustentabilidad (Lombi *et al.,* 2019). Para aplicar la nanotecnología en la agricultura aún se necesitan más estudios que permitan determinar los efectos específicos de cada nanomaterial, en cada tipo de planta y a diferentes dosis. A pesar de años de investigación, los estudios aún no son sufientes y menos cuando se habla de un cultivo con características socioeconómicas importantes como lo es el frijol, que para México representa el 36% de ingesta diaria de proteínas y que además es ecológicamente importante porque aporta una cuarta parte del nitrógeno fijado en la biósfera (Lara-Flores, 2015). En esta investigación se evaluó el efecto de NPs de α-Fe_2O_3 (hematita) y Ag (plata) en las características morfométricas de *Phaseolus vulgaris* L. cultivado en un suelo agrícola hasta la etapa de madurez fisiológica (100 días después de la siembra, DDS).

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y muestreo de sitio

Se llevó a cabo el muestreo de suelo agrícola empleando una parcela ubicada en el Área Académica de Ciencias Agrícolas y Forestales, del Instituo de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, en el municipio de Tulancingo de Bravo, Hidalgo (20º03'34.4''N, 98º22'50.7''W). La parcela se dividió en 3 sitios de los cuales se muestreó suelo.

Caracterización de nanopartículas

Las NPs de plata y hematita se adquirieron de ID-nano, Investigación y Desarrollo de Nanomateriales S.A. de C.V y fueron sometidas a un análisis de microscopía electrónica de transmisión empleando un microscopio electrónico de transmisión (TEM) marca *JEOL JEM-1400.*

Montaje experimental

Se diseñaron tres tratamientos (TC=control; TAg=NPs-Ag a 0.15 g kg ss^{-1}; TFe=NPs-α-Fe_2O_3 a 0.15 g kg ss^{-1}) con 12 repeticiones cada uno. Las unidades experimentales fueron columnas de PVC (60 cm de alto x 17 cm de diámetro) en las que se colocaron 7 kg de suelo previamente tamizado y caracterizado. El suelo se ajustó al 40% de su capacidad de

retención de agua. Los tratamientos con NPs se aplicaron tres días previos a la siembra de las semillas mediante un vaciado simple de la suspensión de NPs en agua desionizada. El experimento se llevó a cabo bajo condiciones controladas en invernadero, las unidades experimentales se colocaron aletatoriamente y fueron monitoreadas por 100 DDS.

Determinaciones morfométricas y de rendimiento

Se llevó a cabo un muestreo destructivo a los 100 DDS cuando la planta alcanzó su madurez fisiológica. Se determinaron la longitud de la raíz, longitud de la parte aérea, número de vainas, número de semillas, peso húmedo y peso seco.

Determinación de contenido de metales en la planta

Se tamizaron las raíces y partes aéreas de la planta a 150 µm. Muestras de 2 gramos de biomasa se analizaron por espectrometría de emisión de plasma (ICP-MS) con un espectrómetro de emisión de plasma PERKIN ELMER Modelo OPTIMA 8300 para determinar el contenido de plata, cobre, hierro, manganeso y zinc.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del suelo

El suelo es de textura franco arcillosa con pH de 6.7 ± 0.12 y una conductividad electrolítica de 1069 ± 343 µS cm^{-1}. De esta manera se puede clasificar como un suelo neutro con efectos despreciables de salinidad, apto para el crecimiento de frijol ya que, de acuerdo con Restrepo et al. (2007) en datos reportados por la FAO, el frijol necesita un suelo de tipo franco-limoso, pero puede tolerar suelos franco-arcillosos con valores de pH entre 5.5 y 6.5.

Caracterización de nanopartículas

Se empleó un microscopio electrónico de transmisión utilizando de 2500 a 120,000 aumentos. Las NPs de Ag presentaron más variaciones en su tamaño que va desde los 5-10 nm, hasta los 100 nm. Las NPs de hematita tenían un fenómeno de agregación y un tamaño más estable (de 20 a 50nm) (Figura 1). Pariona et al. (2017) encontraron que había un crecimiento de maíz cuando usaban hematita con diámetro de 100 nm, pero Mansouri et al. (2017) determinaron que cuando medía 30 nm, impactaba en la concentración de nutrientes y el peso seco de la misma planta. Por otro lado, se ha demostrado que las NPs de Ag con un diámetro promedio de 2 a 25 nm impactan el crecimiento de *Phaseolus radiatus* L., *Sorghum bicolor* L. y *Raphanus sativus* L. (Lee *et al.*, 2012; Zuverza-Mena *et al.*, 2016).

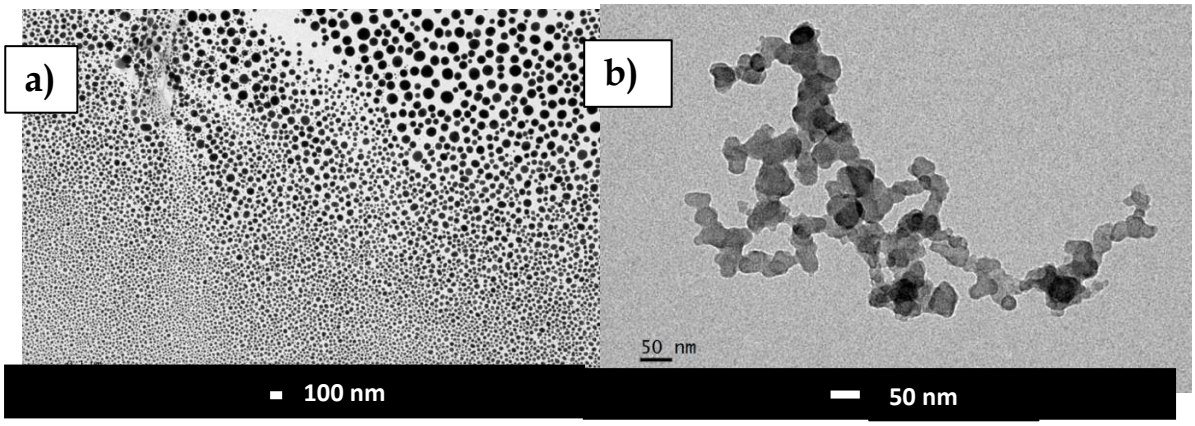


Figura 1. Caracterización mediante TEM a 120,000 aumentos de NPs de plata (a) y NPs de hematita (b).

Determinaciones morfométricas y rendimiento de *Phaseolus vulgaris* L.

Le determinación a los 100 DDS permitió observar una diferencia estadísticamente significativa entre el tratamiento TC y los tratamientos con NPs, en el número de vainas y semillas del frijol común. Los valores más altos fueron los del TAg. Por otro lado, el contenido de agua, la longitud de la raíz y la parte aérea fueron estadísticamente iguales en todos los tratamientos (Cuadro 1). La mayoría de las investigaciones destacan la toxicidad de las NPs de Ag: disminución de longitud de raíz y daño estructural en hojas para *Arabidopsis thaliana* L. y disminución de longitud de raíz y brotes en rábano (Zuverza-Mena *et al.,* 2016). En otros estudios simplemente no se detectan efectos por parte de las NP de plata, por lo que se piensa que los resultados de vainas y semillas de este experimento pudieron deberse al estrés por parte de la planta.

Cuadro 1. Comparación de las características de rendimiento y morfométricas del frijol común cultivado con y sin NPs de Fe y Ag.

Tratamientos	Número de vainas	Número de semillas	Contenido de agua en muestra vegetal (g)	Longitud de raíz (cm)	Longitud de parte aérea (cm)
TC	1.3 ± 1.3 ^{a}	5.2 ± 6.2 ^{a}	19.3 ± 4.1 ^{a}	66.5 ± 3.6^{a}	173.9 ± 18.0^{a}
TAg	8.1 ± 2.8 ^{b}	23.6 ± 4.5 ^{b}	19.3 ± 6.8^{a}	61.8 ± 6.3 ^{a}	179.8 ± 16.8 ^{a}
TFe	5.8 ± 2.8 ^{b}	20.1 ± 10.1 ^{b}	20.0 ± 6.1^{a}	60.7 ± 6.5 ^{a}	175.6 ± 18.1 ^{a}

*Letras iguales no hay diferencia estadísticamente significativa ($p<0.05$). TC=control; TAg=NPs-Ag a 0.15 g kg ss^{-1}; TFe=NPs-α-Fe_2O_3 a 0.15 g kg ss^{-1}.

Contenido de metales en planta

Con los resultados del análisis ICP se mostró que las raíces de las plantas que crecieron en presencia de TAg acumularon 5.6 ± 3.1 µg Ag g^{-1} de tejido seco. También se encontró una disminución de los micronutrientes Fe, Zn, Cu y Mn cuando las raíces estuvieron en contacto con los tratamientos TFe y TAg (Cuadro 2).

Cuadro 2. Resultados de la composición de micronutrientes en raíz.

Tratamientos	Micronutrientes en raíz ($\mu g\ g^{-1}$)			
	Fe	Zn	Cu	Mn
TC	15081.9 ± 4121.4^{a}	49.6 ± 7.9 ^{a}	21.8 ± 5.4 ^{a}	402.1 ± 115.1^{a}
TAg	7186.9 ± 2937.4^{b}	31.8 ± 11.1^{ab}	13.8 ± 2.3^{b}	157.3 ± 71.5^{b}
TFe	5993.8 ± 2169.0^{b}	32.7 ± 6.1^{b}	18.5 ± 2.6^{ab}	125.2 ± 44.2^{b}

*Letras iguales no hay diferencia estadísticamente significativa ($p<0.05$). TC=control; TAg=NPs-Ag a 0.15 g kg ss^{-1}; TFe=NPs-α-Fe_2O_3 a 0.15 g kg ss^{-1}.

Al igual que en esta investigación, Zuverza-Mena et al. (2016) encontraron la presencia de NPs de Ag en brotes de rábano y una disminución de Ca, Mg, B, Cu, Mn y Zn, lo que demuestra que la plata afecta la adsorción de nutrientes durante el crecimiento y desarrollo. Por otro lado, se podría pensar que el Fe como micronutrientes aumentara o se mantuviera; sin embargo, en la hematita el Fe se encuentra en estado de oxidación Fe^{+3}, lo cual lo hace poco asimilable para la planta. Esto combinado con el pH del suelo (6.7 ± 0.12) impide aún más la solubilización (Granja y Covarrubias, 2018). Lo anterior podría indicar que las NPs de Fe precipitaron o interactuaron con algunos otros componentes del suelo que interfieren con el transporte y la asimilación de nutrientes por parte de la planta.

Normalmente el Fe aumenta la disponibilidad de nutrientes y no presenta efectos tóxicos por debajo de las ~100 ppm, lo cual explica el hecho de que, dependiendo del tipo de planta y concentración de NP los resultados pueden variar (Gillispie *et al.*, 2019).

CONCLUSIONES

Cuando se evalúan los efectos de diversas NPs en plantas, los resultados dependen de las características del cultivo y de las propiedades y tipo de nanopartícula empleada. Las NPs de Ag promovieron más cambios significativos en las plantas de frijol, comparadas con las NPs de Fe. Por lo anterior, las NPs de Fe y Ag favorecieron el rendimiento del frijol, pero este resultado podría estar relacionado a una respuesta de la planta al estrés. Se pudo cuantificar la acumulación de Ag en raíz, correspondiente a 4% de las NPs adicionadas al suelo y se determinó que algunos micronutrientes de la planta fueron afectados por las NPs, lo cual indica que las NPs intervienen con la absorción de nutrientes en la raíz de frijol.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por los proyectos 'Ciencia Básica SEP-CONACyT-151881', 'FONCYT-COAHUILA COAH-2019-C13-C006', y 'FONCYT-COAHUILA COAH- 2021-C15-C095', del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía (Cinvestav- Saltillo), y por Cinvestav Zacatenco.

BIBLIOGRAFÍA

Bakshi, M., Singh, H. B., & Abhilash, P. C. (2014). The unseen impact of nanoparticles: more or less? *Current Science*, *106*(3), 350-352.

Gillispie, E. C., Taylor, S. E., Qafoku, N. P., & Hochella, M. F. (2019). Impact of iron and manganese nano-metal-oxides on contaminant interaction and fortification potential in agricultural systems–a review. *Environmental Chemistry*, *16*(6), 377-390.

Granja, F., & Covarrubias, J. I. (2018). Evaluation of acidifying nitrogen fertilizers in avocado trees with iron deficiency symptoms. *Journal of soil science and plant nutrition*, *18*(1), 157-172.

Kah, M. (2015). Nanopesticides and nanofertilizers: emerging contaminants or opportunities for risk mitigation? *Frontiers in chemistry*, *3*, 64.

Lara-Flores, M. (2015) El cultivo del frijol en México. Revista Digital Universitaria 16(2). Fecha de consulta 2/15 Julio 2020. Recuperado de http://www.revista.unam.mx/vol.16/num2/art09/#.

Lee, W. M., Kwak, J. I., & An, Y. J. (2012). Effect of silver nanoparticles in crop plants *Phaseolus radiatus* and *Sorghum bicolor*: media effect on phytotoxicity. *Chemosphere*, *86*(5), 491-499.

Lombi, E., Donner, E., Dusinska, M., & Wickson, F. (2019). A One Health approach to managing the applications and implications of nanotechnologies in agriculture. *Nature Nanotechnology*, *14*(6), 523-531.

Lowry, G. V., Avellan, A., & Gilbertson, L. M. (2019). Opportunities and challenges for nanotechnology in the agri-tech revolution. *Nature nanotechnology*, *14*(6), 517-522.

Mansouri, T., Golchin, A., & Neyestani, M. R. (2017). The effects of hematite nanoparticles on phytoavailability of arsenic and corn growth in contaminated soils. *International Journal of Environmental Science and Technology, 14*(7), 1525-1534.

Pariona, N., Martinez, A. I., Hdz-García, H. M., Cruz, L. A., & Hernandez-Valdes, A. (2017). Effects of hematite and ferrihydrite nanoparticles on germination and growth of maize seedlings. *Saudi journal of biological sciences, 24*(7), 1547-1554.

Restrepo, J. H. A., Martínez, T. R., & Carmona, M. J. Buenas prácticas agrícolas (bpa) en la producción de fríjol voluble (2007). [internet]. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Zuverza-Mena, N., Armendariz, R., Peralta-Videa, J. R., & Gardea-Torresdey, J. L. (2016). Effects of silver nanoparticles on radish sprouts: root growth reduction and modifications in the nutritional value. *Frontiers in plant science*, *7*, 90.

DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO Y PARÁMETROS DE RIEGO UTILIZANDO EL MODELO DE RYJOV

Omar Delgado-Rodríguez[1]; Christian Cordero-Vázquez[1]; Héctor Peinado-Guevara[2]; Rodolfo Cisneros-Almazán[3]

[1]Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C., División de Geociencias Aplicadas, Camino a la Presa San José 2055, Lomas 4ª Sección, San Luis Potosí, 78216, México.
omar.delgado@ipicyt.edu.mx
[2]Universidad Autónoma de Sinaloa, Juan de Dios Bátiz S/N., 81049, Col. San Joaquín, Guasave, Sinaloa.
[3]Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, Av. Dr. Manuel Nava 304, 78210, San Luis, S.L.P., México.

RESUMEN

Se presenta una metodología para la determinación indirecta de la lámina de retención máxima (*LRM*) en suelos agrícolas utilizando el perfilaje electromagnético como método de rápido avance en la determinación de la resistividad del suelo. Valores de resistividad, humedad y salinidad son combinados como datos de entrada al programa PetroWin para determinar el contenido de finos y la porosidad del suelo. La *LRM* es determinada en parcelas agrícolas destinadas al cultivo de forraje. Estos resultados marcan un hito para la creación futura de una nueva metodología efectiva y eficiente para la determinación de la *LRM* en grades extensiones de suelos agrícolas mediante el uso de ortofotos e imágenes de satélite.

PALABRAS CLAVE: *Contenido de finos; lámina de retención máxima; perfilaje electromagnético; porosidad; programa PetroWin*

INTRODUCCIÓN

Para evaluar las características de los suelos agrícolas, es habitual colectar muestras de suelo para determinar sus propiedades a partir de análisis químicos y texturales. Más recientemente, se han utilizado técnicas indirectas como drones equipados con cámaras multiespectrales para investigar la variabilidad espacio-temporal de los factores que definen la optimización de la fertilización y el riego (Robert, 2002). Estas técnicas y procedimientos permiten estudiar y cartografiar los parámetros del suelo de una forma más precisa, rápida y económica posible, a esto se le denomina agricultura precisa.

La aplicación de la geofísica agrícola ha tenido un gran auge como disciplina emergente que implica métodos no invasivos para obtener información sobre las propiedades del suelo. Modelos teóricos han sido reportados por Ryjov y Sudoplatov (1990) basados en la conductividad eléctrica para rocas no consolidadas, considerando tanto la microestructura geométrica como el proceso electroquímico para amplios rangos de salinidad del agua y concentraciones de arcilla.

En el presente trabajo, basado en mediciones de resistividad, humedad y salinidad del suelo y el uso del programa PetroWin (Ryjov y Shevnin, 2002), se determinaron propiedades físicas del suelo y parámetros de riego de suelos agrícolas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El sitio de estudio corresponde a un área de 6 Ha donde se cultiva alfalfa, maíz y sorgo sudán como alimento para el ganado. Este sitio se encuentra en el municipio de San Felipe, Guanajuato, México, con una altitud media de 2089 m.s.n.m. y suelos predominantemente Phaeozem y Luvisol.

Medición de la resistividad eléctrica del suelo

Se realizó un estudio de resistividad por el método Perfilaje Eléctromagnético (PEM), utilizando un CMD MiniExplorer 6L de fabricación checa. Las mediciones georreferenciadas se obtuvieron automáticamente en cada parcela agrícola de dos maneras: sobre trayectos y en perfiles. Las mediciones sobre trayectos facilitaron la construcción de los mapas de resistividad aparente. Las mediciones sobre perfiles permitieron obtener secciones de resistividad mediante la emulación de la tomografía de resistividad eléctrica, utilizando el programa Res2DInv (Loke y Baker, 1996).

Medición de la humedad del suelo

El valor de la resistividad eléctrica del suelo depende de su humedad, por lo que es necesaria la adquisición simultánea de ambas magnitudes. Las mediciones de la humedad del suelo se realizaron in situ utilizando un medidor de humedad del suelo Lutron PMS-714 con una sonda de acero inoxidable de 20 cm.

Medición de la salinidad del suelo

Para determinar la salinidad del suelo el método más utilizado es el extracto de pasta saturada. Para la aplicación de este método se colectaron muestras de suelo garantizando una cartografía adecuada de la variación espacial de la salinidad del suelo. El agua de los poros se extrajo por vacío utilizando un matraz de kitazato, un embudo Buchner y un filtro Whatman nº 42. Finalmente, se midió la conductividad eléctrica utilizando un medidor multiparamétrico digital de Thermo Fisher Scientific calibrado a 25 °C (DOF, 2002), del cual se calcula su salinidad.

Determinación de las propiedades físicas del suelo a partir de mediciones eléctricas utilizando el modelo de suelo de Ryjov

Ryjov y Sudoplatov (1990) presentaron un modelo teórico que incluye dos tipos de componentes de sedimentos no consolidados y la estimación de la resistividad del agua en los poros, de manera tal que permite calcular la resistividad de la roca. Este modelo está compuesto por capilares en forma de cilindros huecos que forman un esqueleto aislante. Los cilindros huecos tienen diferentes radios. Para el componente de arena, el esqueleto aislante

tiene poros anchos, con radios que van de 10^{-3} a 10^{-4} m, que impiden el efecto de la doble capa eléctrica (DCE). Para el componente de partículas finas (arcilla y limo) los capilares son estrechos o muy estrechos, con radios en el rango de 10^{-7} y 10^{-8} m, proporcionales al espesor de la DCE. El espesor de la DCE es inversamente proporcional a la salinidad del agua de poro. La porosidad global de la muestra de suelo se calcula considerando las porosidades individuales de los componentes de arena y finos. Este modelo teórico se encuentra implementado en el programa PetroWin, desarrollado por en la Universidad Estatal de Prospección Geológica de Moscú, Rusia (Ryjov y Shevnin, 2002). El porcentaje de finos y porosidad del suelo fue determinado utilizando el programa PetroWin que integra el modelo descrito mediante un proceso iterativo basado en información de la componente fina y de la componente arena, propia de cada uno de los suelos analizados. Dichos valores fueron ajustados al menor error cuadrático medio posible.

Cálculo del punto de marchitez permanente, capacidad de campo, agua disponible y lámina de retención máxima

Para determinar la lámina de retención máxima (*LRM*) de humedad se usaron datos de finos y porosidad determinados con PetroWin. Además, la densidad aparente (δ), el punto de marchitez permanente (*PMP*) y la capacidad de campo (*CC*) se determinaron mediante la modificación de ecuaciones publicadas en la literatura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Determinación del espesor del suelo. Mapas de resistividad aparente, humedad y salinidad

El espesor del suelo fue determinado mediante el análisis de perfiles de PEM en cada parcela del sitio. A modo de ejemplo, la Figura 1 muestra la sección de resistividad obtenida con el programa Res2DInv (Loke y Baker, 1996). Se puede observar claramente la presencia de un tepetate conductor como material parental y un espesor medio de suelo de 0.5 m, siendo este valor el asumido como profundidad de enraizamiento (*Pr*).

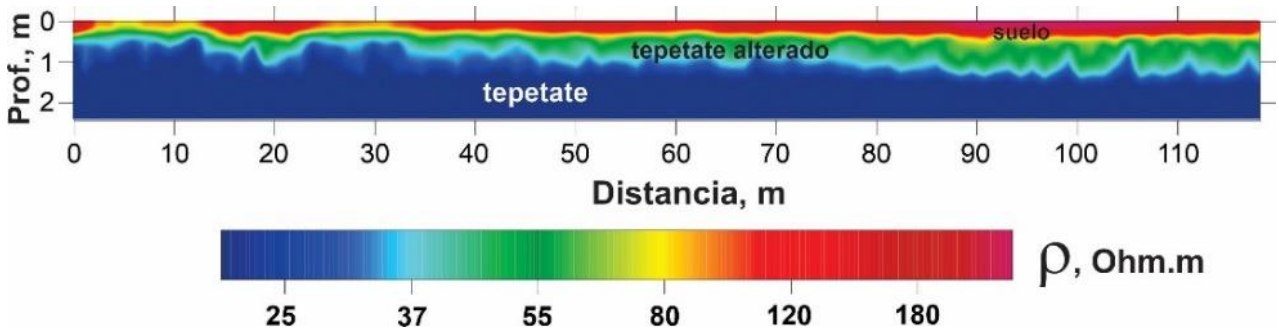


Figura 1. Sección geoeléctrica obtenida utilizando el programa Res2DInv.

Un mapa de resistividad aparente fue obtenido (Fig. 2A) a partir de mediciones automáticas y georreferenciadas realizadas en cada parcela del sitio. Se realizó el levantamiento a una velocidad media de 5 km/h, con programación de adquisición de medición cada 7 s. Los recorridos dentro de cada parcela estuvieron espaciados aproximadamente a 10 m. De esta forma, se obtuvo una red de datos aproximada de 10 m x 10 m. Las mediciones de humedad del suelo se realizaron de manera in situ, en una red de puntos aproximada de 25 m x 25 m, resultando en el mapa de la Figura 2B.

Para determinar la salinidad del suelo se colectaron 23 muestras distribuidas en la zona de estudio. La toma de muestras se realizó manualmente mediante una excavación de 0.4 x 0.4 m hasta una profundidad de 0.3 m. Posteriormente, en cada punto, se homogeneizó el suelo y se cuarteó hasta obtener una muestra de aproximadamente 1 kg para su análisis en laboratorio, dando como resultado el mapa de la Figura 2C.

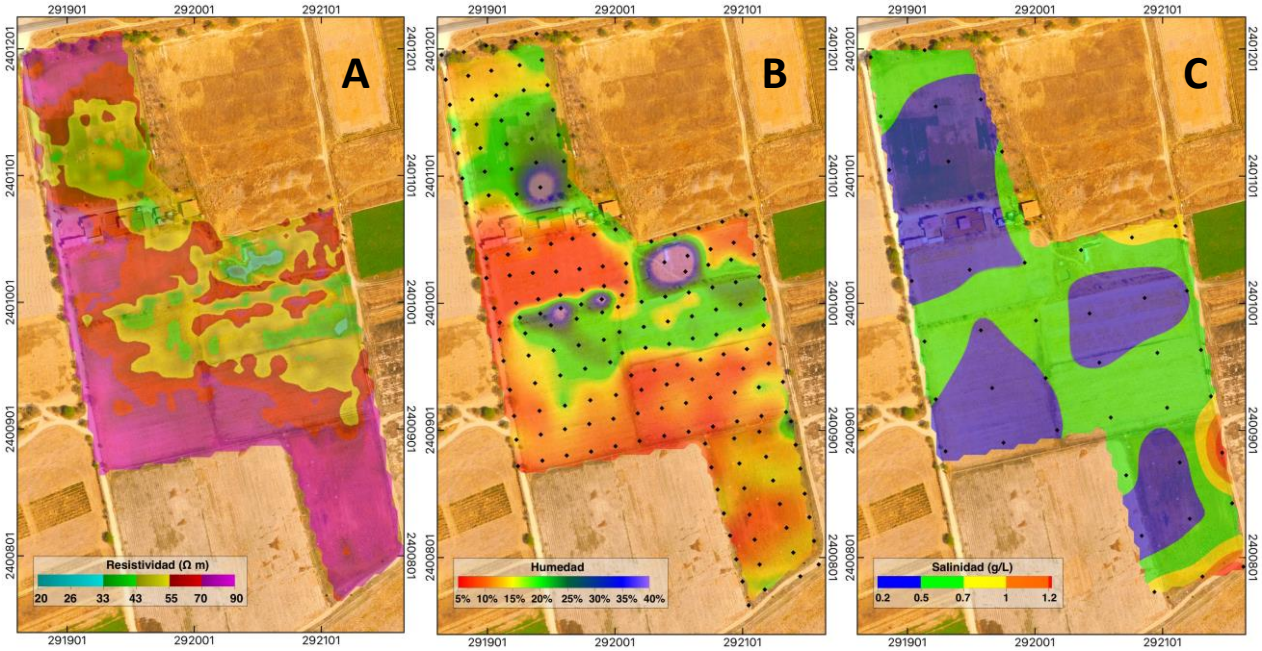


Figura 2. Mapas de (A) resistividad eléctrica aparente, (B) humedad y (C) salinidad del suelo.

Determinación propiedades físicas y parámetros de riego

Los mapas de resistividad, humedad y salinidad mostrados en la Figura 2 fueron la base para la digitalización de los datos de entrada al programa PetroWin (Ryjov y Shevnin, 2002), resultando en una base georeferenciada de valores de contenido de finos y porosidad. Debido a que las estimaciones texturales determinadas en el programa PetroWin consideran como finos la suma de arcilla+limo, la *CC* se calcula como:

$$CC = C_{finos} * 0.3342 + \left(100 - C_{finos}\right) * 0.027 \quad (1)$$

Los valores de *CC* permiten el cálculo del *PMP*, siendo la diferencia entre *CC* y *PMP* el agua disponible (*AD*) para el crecimiento de las plantas. Por otro lado, la densidad aparente δ_b puede ser calculada a partir de los valores de porosidad obtenidos con el programa PetroWin. Finalmente, los valores de *AD*, δ_b y P_r son utilizados para calcular la *LRM* mediante la ecuación (Cisneros A.R., 2003):

$$LRM = (AD * \delta_b * Pr)/100 \quad (2)$$

El mapa resultante del cálculo de la *LRM* se muestra en la Figura 3A, mostrando valores de lámina variables entre 7 y 10 cm. Por razones de facilitar su implementación en campo, se asignó un valor representativo para cada parcela, lo que deriva en el mapa final de *LRM* observado en la Figura 3B.

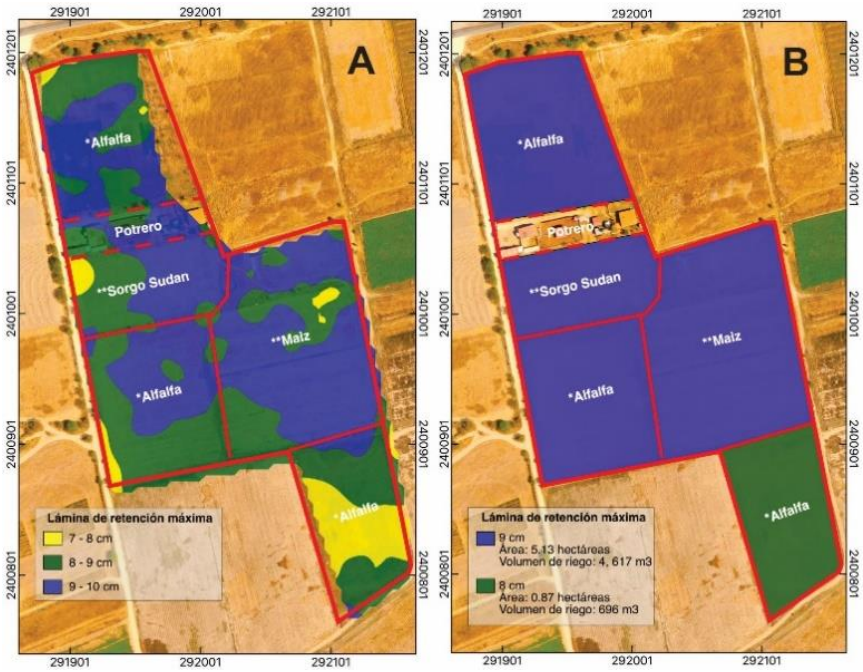


Figura 3. (A) Mapa resultante del cálculo de *LRM* utilizando la ecuación (2). (B) Mapa simplificado con valor de *LRM* por parcela.

CONCLUSIONES

El modelo teórico de Ryjov, implementado en el programa PetroWin, utiliza los valores de resistividad, humedad y salinidad del suelo para determinar el contenido de finos y la porosidad del suelo. La aplicación del método PEM, en conjunto con información de humedad y salinidad del suelo, constituyen una herramienta efectiva y eficiente para la determinación de propiedades físicas y de riego de suelos agrícolas.

Los resultados del presente trabajo dejan un precedente para la creación de una nueva metodología para el cálculo de parámetros físicos y de riego. El uso de ortofotos e imágenes satelitales para crear mapas de humedad y salinidad, así como incorporar vehículos para el

levantamiento de PEM, incrementarían la eficiencia en la determinación de la *LRM* en grandes extensiones de suelo agrícola.

BIBLIOGRAFÍA

Cisneros, R. 2003. Apuntes de la materia de riego y drenaje. Centro de Investigación y Estudios de Posgrado y Área Agrogeodésica, San Luis Potosí, 164 pp.

Loke M.H., Barker R.D. 1996. Rapid Least-Squares Inversion of Apparent Resistivity Pseudosections Using a Quasi-Newton Method. Geophys. Prospect., 44, 131–152.

Robert P.C., 2002, Precision agriculture: A challenge for crop nutrition management. Plant Soil, 247, 143–149.

Ryjov A., Shevnin V., 2002. Theoretic Calculation of Rocks Electrical Resistivity and Some Examples of Algorithm's Application. SAGEEP-2002. DOI:10.4133/1.2927161.

Ryjov A., Sudoplatov A.D., 1990, The calculation of specific electrical conductivity for sandy - clayed rocks and the usage of functional cross-plots for the decision of hydrogeological problems. Sci. Tech. Achiev. Adv. Exp. F. Geol. Miner. Depos. Res., 27–41.

EFECTO DE LA APLICACIÓN FOLIAR DE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO EN LOS COMPUESTOS BIOACTIVOS EN FRUTOS DE PEPINO

Juan Manuel Nava-Santos[1]; Pablo Preciado-Rangel[1]; Gerardo Zapata-Sifuetes[1,2]; Francisca Sánchez-Bernal[1]; Guillén-Enríquez Reyna Roxana[2*]

[1]Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Unidad Laguna. Periférico Raúl López Sánchez s/n. CP. 27054, Torreón, Coahuila, México
[2]Doctorado en Ciencias en Agua y Suelo. Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico de Torreón. Carretera Torreón-San Pedro km 7.5, Ejido Ana. 27170, Torreón, Coahuila, México.
reguillen@outlook.com

RESUMEN

El hierro, uno de los micronutrientes más importantes tanto para plantas como seres humanos. No obstante, y a pesar que en la Tierra se encuentran altas concentraciones, solamente algunas formas pueden ser utilizadas por las plantas. El objetivo de esta investigación fue evaluar la aplicación foliar de las nanopartículas de Fe (NPs Fe_2O_3) en el cultivo de pepino. Cuatro dosis crecientes de NPs Fe_2O_3 fueron aplicadas cada 15 días hasta la cosecha (0, 25, 50 y 75 ppm). Los resultados muestran que la aspersión foliar de 50 y 75, mejoran el contenido de compuestos bioactivos. Con la aspersión foliar con NPs Fe_2O_3 se pueden obtener frutos funcionales.

PALABRAS CLAVE: *Cucumis sativus L; Calidad nutracéutica; Nanofortificación*

INTRODUCCIÓN

El hierro (Fe) es un micronutriente indispensable para los seres vivos; en las plantas participa en la fotosíntesis, respiración, procesos enzimáticos, conversión del estado de oxidación, ciclo celular, transporte y almacenamiento de oxígeno, síntesis de hormonas y ADN (Zhou y Tan, 2017). A pesar que en la corteza terrestre se encuentran altas concentraciones de Fe, existen deficiencias de este elemento en los cultivos ya que no siempre está en formas disponibles para las plantas (Konate *et al., 2018)*; lo anterior causa que los alimentos de origen vegetal presenten baja concentración de este oligoelemento causando problemas de salud en las personas, siendo la anemia la principal patología nutrimental (Lowry *et al.*, 2019). La ingesta diaria para prevenir déficit de Fe es de 0.27 a 10 mg día^{-1} para niños y 11 a 27 mg día^{-1} para adultos (Abbasifar *et al.*, 2020). Las alternativas utilizadas para mitigar esta situación incluyen el uso de suplementos de Fe y productos fortificados, los cuales no han logrado reducir el déficit de este oligoelemento, debido principalmente al costo de estos productos (Tripathi y Mishra, 2020). Por otro lado, el uso de nanopartículas (NPs), mejoran la germinación, resistencia a estrés, incrementan la absorción de nutrimentos y crecimiento de la planta (Yusefi-Tanha *et al.*, 2020). Además, disminuyen la contaminación y degradación del suelo provocado por el uso excesivo de fertilizantes químicos (Wang *et al.*, 2018). En los años recientes, estudios han reportado

diversos beneficios, la positiva producción de cultivos y calidad de alimentos por el uso de nanopartículas de óxidos de hierro (Hu *et al.,* 2017). Algunos autores han reportado la interesante participación del Fe en la generación de radical hidroxil (•OH) a través de la reacción de Fenton que causa daño en las plantas (Konate *et al.,* 2018). También afecta el contenido de Malondialdehido (MDA), actividad de las enzimas antioxidantes incluyendo superóxido dismutasa (SOD), catalasa (CAT) y peroxidasa (POD), así como, en otros compuestos bioactivos en la planta (Moradbeygi *et al.*, 2020). Por lo anterior expuesto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación foliar de NPs Fe_2O_3 en el cultivo de pepino.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en las instalaciones de la Universidad Autónoma Agraría Antonio Narro Unidad Laguna en el periodo de primavera-verano, 2021. El cultivo fue establecido por siembra directa en bolsas negras de polietileno con capacidad de 10 L, el sustrato utilizado fue arena y perlita en relación 8:2. Se usaron semillas de pepino de la cv Poinsett 76 (Southhern Start Seeds), de crecimiento indeterminado.

Diseño experimental

El diseño experimental fue bloques completamente al azar compuesto de tres tratamientos y un control. Los tratamientos consistieron en la aplicación foliar de NPs Fe_2O_3 (0, 25,50 y 75 ppm) cada uno con seis repeticiones Los tratamientos se aplicaron cada 15 días después de las primeras hojas verdaderas.

Variables evaluadas

Preparación de extractos para la calidad nutracéutica. La extracción de los compuestos bioactivos se realizó siguiendo la metodología reportada por (Cardeño, 2007).

Fenoles totales. El contenido fenólico se determinó mediante una modificación del método colorimétrico de Folin-Ciacalteau, los resultados se expresaron en mg equivalentes GA 100 g^{-1} de peso fresco (PF) (Singleton et al., 1999).

Flavonoides totales. Los flavonoides totales se determinaron mediante un método colorimétrico reportado, los resultados se expresaron en mg QE g^{-1} PF (Singleton et al., 1999).

Capacidad antioxidante. La capacidad antioxidante se determinó utilizando el método de DPPH+ (Aldrich) in vitro según Brand-Williams et al. (1995), los resultados se expresaron µM equivalente de Trolox 100 g^{-1} PF.

Vitamina C. La vitamina C (ácido ascórbico) se determinó por el método de acuerdo a Hernández-Hernández et al. (2019). La concentración se expresa en mg 100^{-1} peso fresco (PF).

Análisis Estadístico

Los datos de las variables respuesta fueron analizados mediante un análisis de varianza y para determinar las diferencias entre los tratamientos donde se detectó diferencia significativa, se utilizó la prueba Tukey ($P \leq 0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los compuestos fenólicos y flavonoides, son reconocidos por los beneficios en la salud humana (Elkhatim *et al.*, 2018). La aplicación foliar de NPs Fe_2O_3 modificó la biosíntesis de compuestos bioactivos, en el presente estudio, la mayor concentración de compuestos fenólicos fue lograda con las dosis de 50 ppm (Figura 1a) superando 27.12 % al control. Mientras que los flavonoides obtuvieron la mayor concentración con 75 ppm superando un 30.18% al control (Figura 1b). Similares resultados son reportados en *Cucumis melo* L (Wang *et al.*, 2019). En *Arachis hypogaea* se reporta una mayor actividad antioxidante (Rui *et al.*, 2016); sin embargo, con altas concentraciones de NPs Fe, se reducen los antioxidantes no enzimáticos. Por lo tanto, se considera que el Fe es un elemento de regulación en cultivos dependiente de la dosis permitiendo mecanismos de adaptación metabólica y fisiológica mientras no pase su límite de toxicidad (Hasanuzzaman *et al.*, 2020).

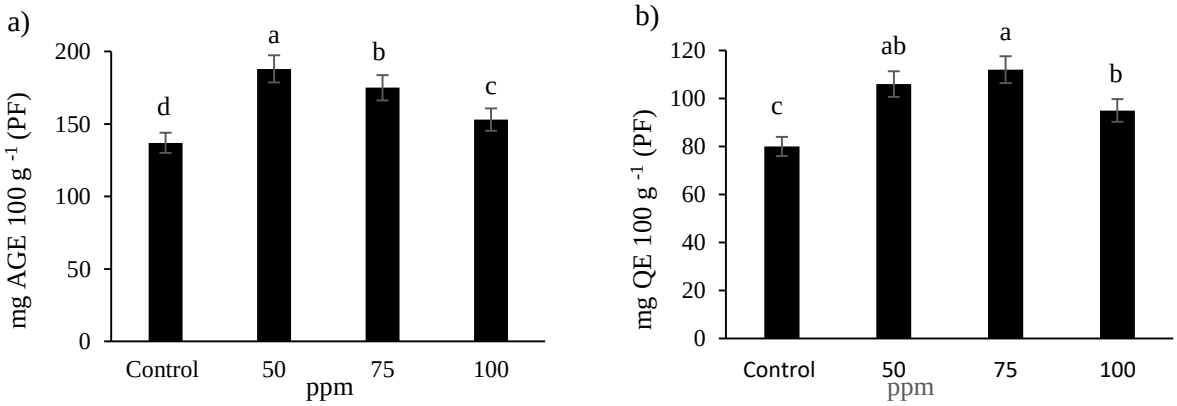


Figura 1. Efecto del NPs Fe2O3 sobre el contenido de compuestos fenólicos (a), flavonoides (b), en frutos de pepino. *Las columnas con letras diferentes difieren estadísticamente entre ellas (Tukey P ≤ 0.05).

La aspersión foliar de NPs Fe_2O_3 afectó positivamente la capacidad antioxidante y el ácido ascórbico (Figura 2a, b). La mayor capacidad antioxidante fue lograda con la aplicación de 50 ppm de NPs de Fe_2O_3 superior 39.18% la capacidad antioxidante en los frutos del tratamiento control; con esta misma dosis se obtuvo el mayor contenido de vitamina C superando un 50% al contenido en los frutos del control. Wang *et al*. (2019) reportaron un incremento del 46.95% el contenido de vitamina C. Las NPs Fe producen un estrés oxidativo, lo que activa una serie de mecanismos antioxidantes estimulando la formación de ROS (Konate *et al.*, 2018).

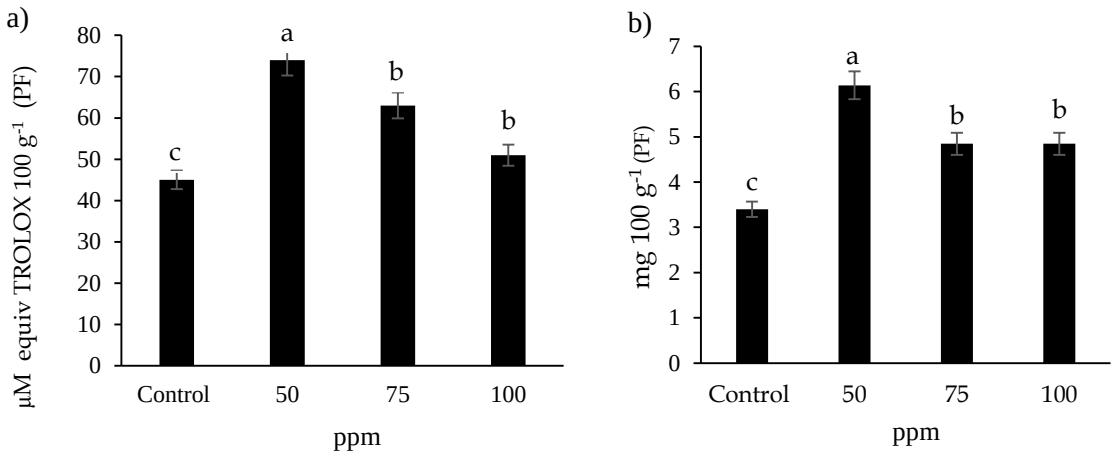


Figura 2. Efecto del NPs de Fe2O3 sobre la actividad antioxidante (a) y el contenido de ácido ascórbico (b), en frutos de pepino. *Las columnas con letras diferentes difieren estadísticamente entre ellas (Tukey P ≤ 0.05).

CONCLUSIONES

La aplicación foliar de nanopartículas de hierro mejoró la biosíntesis de compuestos bioactivos en frutos de pepino, obteniendo la mayor biosíntesis de compuestos bioactivos con 50 y 75 ppm de NPs Fe_2O_3. La aspersión foliar de NPs Fe_2O_3 es una alternativa para incrementar la biosíntesis de compuestos bioactivos en frutos de pepino.

BIBLIOGRAFÍA

Abbasifar, A., Shahrabadi, F., and ValizadehKaji, B. 2020. Effects of green synthesized zinc and copper nano-fertilizers on the morphological and biochemical attributes of basil plant. Journal of Plant Nutrition. 43(8): 1104-1118.

Brand-Williams, W.; Cuvelier, M. E. and Berset, C. 1995. Use of a free radical method to evaluate antioxidant activity. LWT-Food Science Technology. 28(1):25-30.

Cardeño, Á.V.; Molina, M. C.; Miranda, I.; García, G. T.; Morales, J. M. and Stashenko, E. E. 2007. Actividad antioxidante y contenido total de fenoles de los extractos etanólicos de Salvia aratocensis, Salvia Sochensis, Bidens reptons y Montanoa ovalifolia. Scientia et Technica.13(33):205-207.

Elkhatim, K. A., Elagib, R. A.,and Hassan, A. B. 2018. Content of phenolic compounds and vitamin C and antioxidant activity in wasted parts of Sudanese citrus fruits. Food Science & Nutrition. 6(5): 1214-1219.

Hasanuzzaman, M.; Bhuyan, M. B.; Raza, A.; Hawrylak-Nowak, B.; Matraszek-Gawron, R.; Al Mahmud, J.; Nahar, K. and Fujita, M. 2020. Selenium in plants: boon or bane? Environmental and Experimental Botany. 178(10):104170.

Hernández-Hernández, H.; Quiterio-Gutiérrez, T.; Cadenas-Pliego, G.; Ortega-Ortiz, H.; Hernández-Fuentes, A.D.;Valdés-Reyna, J.; Juárez-Maldonado, A. 2019. Impact of selenium and copper nanoparticles on yield, antioxidant system, and fruit quality of tomato plants. Plants. 8(10): 355-367.

Hu, J., Guo, H., Li, J., Wang, Y., Xiao, L., & Xing, B. 2017. Interaction of γ-Fe2O3 nanoparticles with Citrus maxima leaves and the corresponding physiological effects via foliar application. Journal of Nanobiotechnology. 15(1): 1-12.

Konate, A., Wang, Y., He, X., Adeel, M., Zhang, P., Ma, Y., Ding, Y., Zhang.2018. Comparative effects of nano and bulk-Fe_3O_4 on the growth of cucumber (*Cucumis sativus* L). Ecotoxicology and Environmental Safety. 165(9): 547–554.

Lowry, G. V., Avellan, A., & Gilbertson, L. M. 2019. Opportunities and Challenges for Nanotechnology in the Agri-Tech Revolution. 14 (6): 517 falttan paginas.

Moradbeygi, H., Jamei, R., Heidari, R., and Darvishzadeh, R. 2020. Investigating the enzymatic and non-enzymatic antioxidant defense by applying iron oxide nanoparticles in Dracocephalum moldavica L. plant under salinity stress. Scientia Horticulturae. 272 (109537). Faltan volumen y paginas

Rui, M., Ma, C., Hao, Y., Guo, J., Rui, Y., Tang, X., and Sperotto, R. A. (2016). Iron Oxide Nanoparticles as a Potential Iron Fertilizer for Peanut (*Arachis hypogaea*). Frontiers in Plant Science. 7(9): 1–10.

Singleton, V. L., Orthofer, R., and Lamuela-Raventós, R. M. 1999. Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of folin-ciocalteu reagent. Methods in Enzymology. 299(14):152-178.

Steiner, A. A. 1961. A universal method for preparing nutrient solutions of a certain desired composition. Plant and Soil. 15:134-154.

Tripathi, A., and Mishra, S. 2020. An Estimation of price effects of making food fortification mandatory in India. Food and Nutrition Bulletin. 41(3): 355-366.

Yusefi-Tanha, E., Fallah, S., Rostamnejadi, A., and Pokhrel, L. R. 2020. Zinc oxide nanoparticles (ZnONPs) as a novel nanofertilizer: Influence on seed yield and antioxidant defense system in soil grown soybean (Glycine max cv. Kowsar). Science of the Total Environment. 738: (140240). Faltan volumen y paginas

Wang, X. P., Li, Q. Q., Pei, Z. M., and Wang, S. C. 2018. Effects of zinc oxide nanoparticles on the growth, photosynthetic traits, and antioxidative enzymes in tomato plants. Biologia Plantarum. 62(4): 801-808.

Wang, Y., Wang, S., Xu, M., Xiao, L., Dai, Z., & Li, J. 2019. The impacts of g -Fe2O3 and Fe3O4 nanoparticles on the physiology and fruit quality of muskmelon (Cucumis melo) plants. Environmental Pollution. 249: 1011-1018.

Zhou, Z.D., Tan, E.-K., 2017. Iron regulatory protein (IRP)-iron responsive element (IRE) signaling pathway in human neurodegenerative diseases. Molecular Neurodegeneration. 12 (1): 1-12.

LOS CONFLICTOS DE RESPONSABILIDAD EN EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN DEL RÍO ATOYAC EN LA FRONTERA TLAXCALA-PUEBLA

Andrés María-Ramírez[1]; Emelia Higueras Zamora[1]

[1] El Colegio de Tlaxcala. A.C. Av. Melchor Ocampo No. 28, C.P. 90600, San Pablo Apetatitlan, Tlaxcala; mariaramirez.andres@coltlax.edu.mx; emeliahz@coltlax.edu.mx

RESUMEN

La contaminación del río Atoyac es el principal problema socioambiental en Tlaxcala, formando parte de los "infiernos ambientales" y hasta la fecha las investigaciones científicas se han hecho de manera disciplinar y multidisciplinar. Se analizaron las dimensiones del problema con enfoque de sistemas. Un reporte técnico y una investigación científica describieron cinco dimensiones en tanto que otra, de un proyecto Pronace, reportó tres. Se observó que en ningún caso se consideró la dimensión ética, aunque el reporte y una investigación hacen referencia a la práctica de la corrupción como parte del problema. Se concluyó que debe incluirse la dimensión ética de Conflicto de Responsabilidades, que deberá sustentarse en próxima(s) investigación(es).

PALABRAS CLAVE: *Infiernos ambientales; sistemas complejos; inter y transdisciplinariedad*

INTRODUCCIÓN

La contaminación del río Atoyac en los estados de Tlaxcala y Puebla es uno de los principales conflictos medioambientales de México[1], incluido dentro de los llamados "infiernos ambientales", para los que la SEMARNAT creó un grupo de coordinación interinstitucional que atienda de modo integral los problemas de contaminación y salud[2]. Se desconoce con certeza cuando se inició la investigación científica respecto a la contaminación del río Atoyac, sin embargo es posible encontrar un primer artículo publicado en 1994, por Villalobos-Pietrini *et al.* y uno reciente, en 2022, de Estrada *et al.* Ello indica un periodo de, al menos, 28 años de investigación científica sin que se tengan indicios de alguna mejora.

Antropoceno. Como menciona Ellis (2018): "Para la mayoría de los científicos de la naturaleza, los seres humanos han sido durante mucho tiempo un espectáculo secundario; el escenario principal lo ocupan el mundo natural y sus procesos, desde la física hasta la química y la biología. Pero entre los pensadores científicos de la época de Darwin, surgía otra visión. El ser humano no era un primate más, sino una fuerza profundamente

[1] https://www.urbanopuebla.com.mx/medio-ambiente/noticia/45548-atender%C3%A1n-conacyt,-salud-y-medio-ambiente-infiernos-ambientales-del-pa%C3%ADs.html; https://abctlax.com/atenderan-rio-atoyac-puebla-tlaxcala-identificado-como-uno-de-los-infiernos-ambientales-del-pais/

[2] https://www.lajornadadeoriente.com.mx/puebla/semarnat-atoyac-metlapanapa/

perturbadora como ninguna otra en la Tierra" (p.38). Esta visión del Antropoceno se puede ejemplificar con el problema de la contaminación del río Atoyac, donde en menos de los últimos cien años el agua pasó de albergar la vida a considerársele un río muerto[3].

Ética. Los problemas del Siglo XXI producto de la actividad antropocéntrica son de naturaleza tan compleja que la actividad científica disciplinar cada vez está más acotada y limitada, y como sugiere Einstein, citado por Innes & Booher (2018) : " El mundo que hemos creado hoy como resultado de nuestro pensamiento hasta ahora tiene problemas que no pueden resolverse pensando como lo hicimos cuando lo creamos". Respecto a estos problemas complejos, como indican Kunze *et al*. (2018), la resolución de estos problemas requiere la interacción exitosa con sistemas complejos. Morin (1990) menciona que el pensamiento simple resuelve los problemas simples sin problemas de pensamiento; el pensamiento complejo no resuelve, en sí mismo, los problemas, pero constituye una ayuda para la estrategia que puede resolverlos**.**

Así mismo, como menciona Moore *et al*. (2018): las respuestas eficaces a problemas sociales y medioambientales complejos, como el cambio climático, la pobreza y la violencia, requieren enfoques holísticos y aportaciones de diversas disciplinas y partes interesadas y, como señala Hoffmann (2003), el holismo es un enfoque epistemológico que se ocupa de la complejidad y pretende superar las limitaciones del concepto mecanicista de la naturaleza. En lugar de centrarse en las partes y en las relaciones lineales de causa-efecto, el holismo se centra en el todo y en las causalidades circulares.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se buscaron las investigaciones que describen a la contaminación del río Atoyac como un wicked problem (problema complejo) con un enfoque sistémico. Se incluyó una investigación de proyecto PRONACE del estado de Hidalgo con un problema similar. Se prestó atención a las dimensiones del problema identificadas entendiendo a estas como un subsistema.

RESULTADOS

El primer trabajo encontrado fue el de Cattan *et al*. (2012): ellos identificaron cuatro dimensiones del problema de la contaminación del río Atoyac: Gobierno, Industrias, Medio Ambiente y, Comunidad (Figura 1). María *et al*. (2021) y María (2021) reportan cinco dimensiones de los problemas relacionados con la contaminación del río Atoyac: Política, Económica, Científico-tecnológica, Social y, Ambiental (Figura 2), que coincide con cuatro reconocidas por Cattan *et al*. (2012). Flores (2021) considera tres ámbitos o factores relacionados en Tula, Hidalgo: Social, Académico-Científico y, Político (Figura 3). Así, en las Figura 1, 2 y 3 se muestran, respectivamente, las dimensiones del Problema de la Contaminación en Tlaxcala-Puebla (1,2) y en Hidalgo (3).

[3] https://www.iberopuebla.mx/noticias_y_eventos/noticias/rio-atoyac-esta-clinicamente-muerto-puede-recuperarse-con-un-proyecto



Figura 1. Problemas a resolver en las dimensiones de cuatro poderes.
Fuente: Cattan, E. (Coord.) (2012)



Figura 2. Dimensiones de los problemas a resolver
Fuente: María (2021)

El reporte de Cattan, E. (Coord.) (2012) (Figura 1) contribuye con la idea del problema como un wicked problem, de la necesidad de estudiarlo como sistema complejo y cuatro dimensiones de poder para su estudio. En tanto la investigación de María (2021) (Figura 2) confirma los supuestos de Cattan *et al*. (2012) aportando las evidencias y María *et al*. (2021) agregaron una dimensión más a las mencionadas por Cattan *et al*. (2012), insistiendo en la necesidad de la visión holística del problema de la contaminación del río Atoyac.

En la Figura 3 se observa que la investigación reportada por Flores (2021) aporta la visión que actualmente tiene la ciencia, al menos en México, sobre los problemas complejos, en los cuales es notoria la falta de dimensiones que completen la visión sistémica holística de su naturaleza, para su abordaje desde la inter y la transdisciplinariedad, como sugieren Morin (1990) y Kunze et al. (2018).



Figura 3. Articulación científico-social-gubernamental para un modelo de restauración ecológica en Tula, Hidalgo.
Fuente: Flores (2021)



Figura 4 Dimensiones de los problemas a resolver en el problema de la contaminación del río Atoyac.
Fuente: a partir de María (2021)

En la presente investigación (Figura 4) se aporta un elemento inédito, del que no se conocen reportes anteriores: la dimensión ética, específicamente en "Los Conflictos de Responsabilidad", inherentes a cada una de las dimensiones del problema.

CONCLUSIONES

Al revisar las investigaciones que tienen una visión holística en problemas complejos como la contaminación del río en Hidalgo, Puebla y Tlaxcala se detectó que carecen, en general, del componente ético de Conflicto de Responsabilidades, el cual deberá sustentarse y ampliarse en próxima(s) investigación(es).

BIBLIOGRAFÍA

Cattan, E. (Coord.) (2012). Regeneración de la Cuenca del Río Atoyac, Puebla. Taller 13, Reporte inicial,p.85

Ellis, E.C. (2018). *Anthropocene. A very short introduction*. Oxford University Press

Estrada, R.A., Díaz,F.A., Treviño, M.S., García, S.W.A., Castelán, V R del C., Chávez, B.E., Zayas, P.M.T., Morán, P.J.L. Handal, S.A. (2022). Anthropogenic Contamination of the Atoyac River, México. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 987 (2022)012007

Flores,M.G. (2021). El modelo integral de restauración de las Regiones de Emergencia Ambiental y Sanitaria (webinario Científico Pronaces "Procesos Tóxicos y Agentes Contaminantes" y "Agua). (desde minuto 5:09). Youtube. https://www.youtube.com/watch?v=SEdxQSGqh6c

Hoffmann,I. (2003). Transcending reductionism in nutrition research, *Am J Clin Nutr*, 78(suppl),514-516

Innes, J. E., & Booher, D. E. (2016). Collaborative rationality as a strategy for working with wicked problems. *Landscape and Urban Planning*, 154, 8–10.

Kunze,T., Stalder,M. & Greiff,S. (2018). A look at complex problem solving in the 21st century. *Education: Future Frontiers, Occasional Paper Series*

María,R.A., Ávila, O.C.A., Luna, G.R., Hernández,R. M. de L., Lozano,M.S.A., Baquero,H.F., Guitérrez, O.W. (2021). Una visión holística de la problemática del río Atoyac en la frontera Puebla-Tlaxcala. *En* María,R.A., Ramírez,V.B., & Zagoya,M.J. (Coords.). *Ideas y Experiencias sobre medio ambiente y sustentabilidad en el México Neoliberal*. El Colegio de Tlaxcala,A.C. México.

Maria,R.A. (2021). La contaminacion del rio Atoyac como un problema perverso (wicked problem) *En*_Avila,O.C.A., Hernandez-Rodriguez,M.de.L., & Lozano,M.S.A. (Coords.) (2021). *Rio Atoyac_hacia una gestion integral de una problematica multifactorial*. El Colegio de Tlaxcala A.C. México,

Moore.M., Martinson,M.L., Nurius,P.S. & Kemp,S.P. (2018). Transdisciplinarity in Research: Perspectives of Early Career, *Faculty, Res Soc Work Pract,* 28(3)254-264

Morin,E. (1990). *Introducción al pensamiento complejo*, gedisa editorial

Villalobos-Pietrini, R., Flores, A. R., & Gómez, S. (1994). Cytogenetic effects in Vicia faba of the polluted water from Rivers of the Tlaxcala hydrological system, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental,* 10(2),83-87

NANOTECNOLOGÍA APLICADA A LOS SECTORES AGRÍCOLA Y AMBIENTAL

Fabián Fernández-Luqueño[1,2,3], César R. Sarabia-Castillo[1]; Andrés P. Torres-Gómez[1]; Nayelli A. Sigala-Aguilar[1]; Selvia García-Mayagoitia[1]; Ana L. Flores-Hernández[1]; Jessica D. Valle-García[2]; Amir Ali[3]

[1] Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav), Unidad Saltillo, Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. [2] Cinvestav, Programa de Doctorado en Ciencias en Desarrollo Científico y Tecnológico para la Sociedad. [3] Cinvestav, Programa de Doctorado en Ciencias en Nanociencias y Nanotecnología.
E-mail: fabian.fernandez@cinvestav.edu.mx

RESUMEN

Los objetos o partículas de dimensiones nanométricas se han estudiado desde diferentes enfoques, lo cual ha dado lugar a materiales con propiedades y características únicas y particulares, en comparación con materiales similares de dimensiones mayores. Así, las nanociencias (NSC) y las nanotecnologías (NTECH) se han dado paso durante los últimos lustros, para ofrecer soluciones innovadoras a problemas que aquejan a diversos sectores y a la sociedad. El objetivo de esta contribución es destacar el trabajo conjunto que se ha desarrollado en el laboratorio de Interacciones Ambiente-Planta del Cinvestav Saltillo, en el cual estudiantes de cuatro Programas de Posgrado buscan soluciones nanotecnológicas a problemas relacionados con la contaminación del medioambiente y generan opciones innovadoras para atender demandas tecnológicas del sector rural. Las investigaciones desarrolladas y en proceso consideran un enfoque sustentable, por lo que generalmente, cuando se evalúan las aplicaciones y beneficios de diversos nanomateriales manufacturados (ENM), también se investiga el daño colateral potencial al ecosistema, a través de estudios con lombrices, isópodos o microorganismos del suelo. Entre los ENM empleados en nuestro laboratorio, destacan las nanopartículas (NP) de Ag, TiO_2, ZnO, CeO_2, Fe_3O_4 (magnetita), Fe_2O_3 (hematita) y nanotubos de carbono de pared múltiple (MWCNT), así como la síntesis de compositos (NCMP) de arcillas de suelo, biomasa fúngica, residuos de café y diversos ENM. Si bien, varios de estos ENM favorecen la germinación y emergencia de las semillas, así como el desarrollo de los cultivos, su efecto está en función del tipo y tamaño de ENM, concentración, modo y momento de aplicación, tipo de cultivo y variable evaluada. Los NCMP sintetizados han remediado suelo y agua, mientras que se ha evidenciado el daño temporal de algunos ENM sobre la diversidad y abundancia de poblaciones microbianas del suelo y sobre poblaciones de lombrices e isópodos. Nuestras evidencias sugieren que los ENM tienen aplicaciones reales y seguras, pero su uso aún no se debe extender ni generalizar. No obstante, la formación de recursos humanos especializados en estas áreas del conocimiento y el financiamiento a proyectos debe continuar, para entender los procesos

involucrados, determinar las ventajas, desventajas y riesgos del uso de ENM, y definir criterios para la Normalización Nacional de Nanotecnologías.

PALABRAS CLAVE: *Contaminación ambiental; Eisenia fetida; organismos del suelo; remediación; sustentabilidad.*

INTRODUCCIÓN

La demanda de suelos sanos, energía, agua, alimentos y servicios ambientales se incrementa día con día en todo el mundo, mientras se alcanza una población de casi ocho mil millones de habitantes. Para cubrir esa demanda y múltiples necesidades humanas, diversos especialistas se han enfocado en investigar y desarrollar insumos a través de tecnologías de avanzada. Así, durante los últimos lustros las nanociencias (NSC) y las nanotecnologías (NTECH) han ofrecido opciones para solucionar y resolver problemas que aquejan a la sociedad actual. En particular, han ofrecido soluciones en aspectos relacionados con la calidad del suelo (Pérez-Moreno et al. 2019; Pérez-Hernández et al., 2020, 2021a) y agua (Gutiérrez-Ramírez et al., 2018; Pérez-Moreno et al. 2019), manejo de cultivos (Medina-Pérez et al., 2019), la producción y conservación de alimentos (Fernández-Luqueño et al. 2018; Pérez-Moreno et al. 2021; Sarabia-Castillo et al., 2023), la remoción de contaminantes (Urdapilleta-Inchaurregui et al., 2020, 2021; Valle-García et al., 2021; Vázquez-Núñez et al., 2020), la generación de energía a través de celdas de combustible microbianas (García-Mayagoitia et al., 2019) y el equilibrio ambiental (Pérez-Hernández et al., 2021b; Sarabia-Castillo et al., 2020).

Las investigaciones que aquí se discutirán se realizaron en laboratorio, invernadero o campo, a través de diversos estudios empleando tecnologías de avanzada como difracción de rayos X (XRD), microscopía electrónica de barrido de emisión de campo con espectrometría de dispersión de energía de rayos X (FESEM-EDS), microscopía electrónica de barrido con espectroscopia de rayos X de dispersión de energía (SEM-EDS), cromatografía de gases (GC), cromatografía líquida de ultra alto desempeño acoplada a espectrometría de masas (UPLC-MS) y espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier con reflectancia total atenuada (FTIR-ATR).

El objetivo de esta contribución es destacar el trabajo conjunto que se ha desarrollado en el laboratorio de Interacciones Ambiente-Planta del Cinvestav Saltillo, en el que estudiantes de cuatro Programas de Posgrado buscan soluciones nanotecnológicas a problemas relacionados con la contaminación del medioambiente y generan opciones innovadoras para atender demandas tecnológicas del sector rural, con un enfoque sustentable.

MATERIALES Y METODOS

Muestreo y caracterización de suelo, agua y nanomateriales

El suelo se muestreó en parcelas agrícolas de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN), localizada en Saltillo, Coahuila de Zaragoza y en una parcela agrícola de la Hacienda San Isidro de Gómez, General Cepeda, Coahuila de Zaragoza. En cada muestreo se obtuvo al menos 200 kg de suelo, en diversas muestras compuestas, a 20 cm de profundidad. El suelo se llevó a un invernadero de Cinvestav Saltillo, se preparó y se analizó con base en Pérez-Moreno et al. (2019).

El agua para los experimentos de remoción de contaminantes se muestreó en pozos de la región sureste de Coahuila, con base en lo reportado por Fernández-Luqueño et al. (2016) y Gutiérrez-Ramírez et al. (2018); los análisis químicos se realizaron con las técnicas y equipos que ellos describen.

Los nanomateriales manufacturados (ENM) empleados en las investigaciones se adquirieron, sintetizaron o caracterizaron con base en lo reportado por Urdapilleta-Inchaurregui et al (2020; 2021).

Origen y caracterización de semillas, organismos y biomateriales

Las semillas básicas de frijol fueron compradas al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias y las de maíz y girasol se obtuvieron de la UAAAN. Su caracterización se realizó con base en lo reportado por Medina-Pérez et al. (2018).

Las lombrices de suelo fueron facilitadas por la UAAAN y las cepas de bacterias u hongos se adquirieron de la Colección Nacional de Cepas Microbianas y Cultivos Celulares del Cinvestav. Además, diversas cepas de bacterias y hongos se aislaron de los suelos empleados en los experimentos y posteriormente se caracterizaron con base en técnicas de microbiología clásica y biología molecular.

Los biomateriales se sintetizaron a partir de biomasa fúngica, biosólidos y residuos de café. Su preparación y caracterización se realizó de acurdo con Urdapilleta-Inchaurregui et al. (2020; 2021) y Gutiérrez-Ramírez et al. (2018).

Diseño de tratamientos y diseños experimentales

Los tratamientos se diseñaron en función del objetivo de cada investigación. En todos los casos se emplearon tratamientos control y valores de n=9, o más. Los experimentos con plantas consideraron muestreos destructivos a diferentes etapas de desarrollo de los cultivos, generalmente en los periodos de 30, 60 y 90 días después de la siembra (DDS). Los diseños experimentales empleados fueron completamente aleatorizados, bloques completamente aleatorizados o parcelas divididas, en función del tipo, complejidad y consideraciones del experimento.

Caracterización de muestras y variables respuesta

Las muestras de suelo, agua, planta o ENM se caracterizaron en el laboratorio de Interacciones Ambiente-Planta y en laboratorios generales de Cinvestav Saltillo, Cinvestav Zacatenco o Cinvestav Irapuato, de acuerdo con Fernández-Luqueño et al. (2016), Medina-

Pérez et al. (2018), Pérez-Hernández et al. (2021a), Pérez-Moreno et al. (2019) o Urdapilleta-Inchaurregui et al. (2020; 2021)

Análisis de datos

Los datos obtenidos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) y comparación de medias aritméticas mediante el método de Tukey (p=0.05).

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Caracterización inicial del suelo, agua y nanomateriales

Los suelos empleados tienen las propiedades mínimas para ser considerados suelos agrícolas de buena calidad, considerando el pH, conductividad eléctrica, contenido de materia orgánica del suelo, nutrientes y compuestos o elementos tóxicos. Más del 80% de las muestras de agua fueron de buena calidad; sin embargo, se identificaron muestras contaminadas con nitrato o coliformes por arriba del umbral permitido en la NOM-127-SSA1-1994. Los ENM tuvieron una pureza de más del 80% y su tamaño osciló entre los 5 y 40 nm (Figura 1; Gutiérrez-Ramírez et al., 2018).

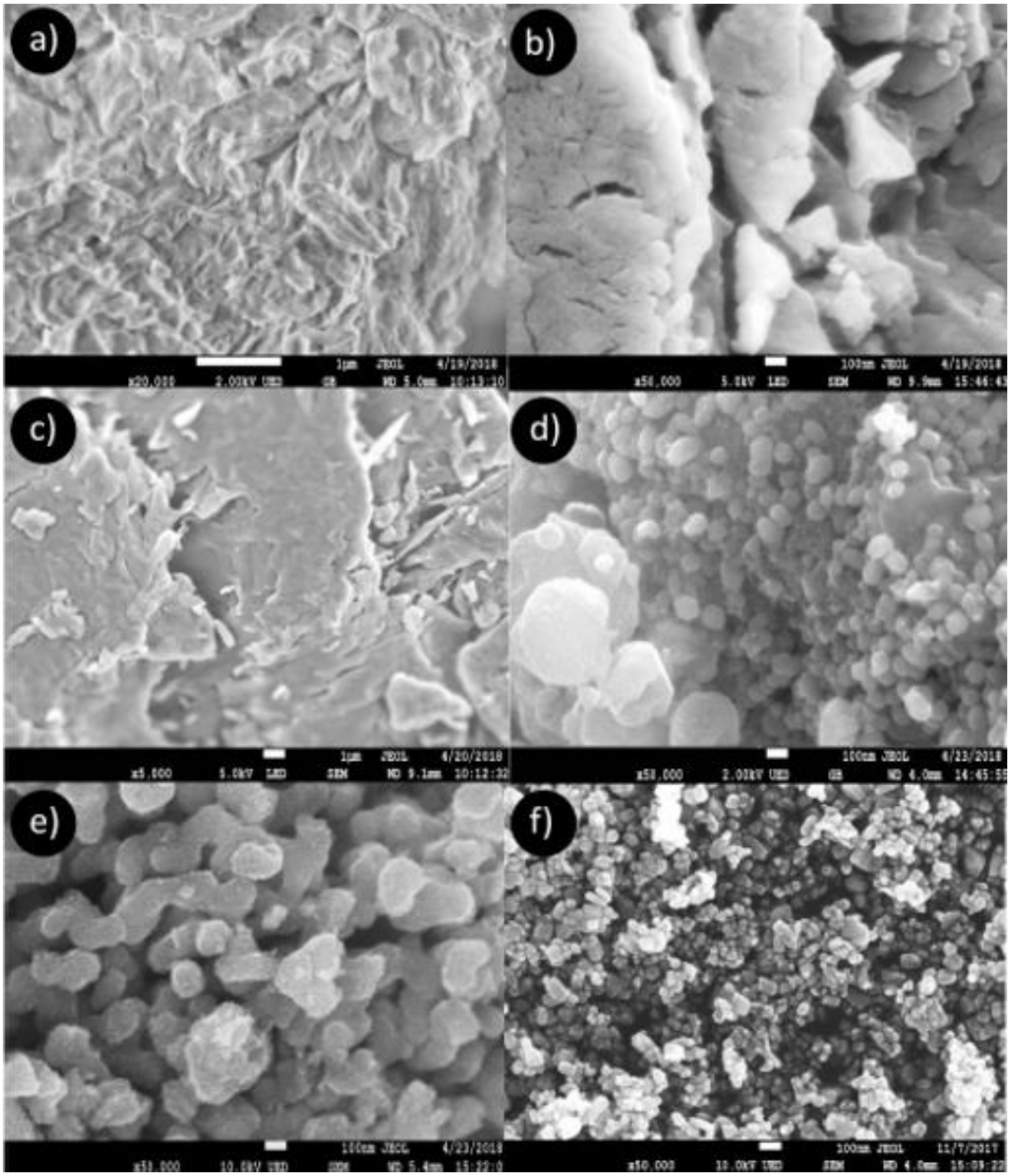


Figura 1. Micrografías de SEM. a) Arcilla (20,000 ×), b) biomasa fúngica (50,000 ×), c) quitosano comercial (5000 ×), d) nanopartículas de Fe_2O_3 (50,000 ×), e) TiO_2 (50,000 ×), y f) ZnO (50,000 ×).

Determinación de semillas, organismos y biomateriales

Las semillas tuvieron más del 99% de pureza y al menos 90% germinaron (Medina-Pérez et al., 2018. Los organismos crecieron en medios de cultivo sólidos o líquidos y de *Aspergillus niger* se obtuvo quitosano para purificar agua (Figura 1; Gutiérrez-Ramírez et al., 2018).

Desarrollo de cultivos y eficiencias de remoción.

Las plántulas de frijol, maíz y girasol se favorecieron por la presencia de NPs de TiO_2 a concentraciones bajas, comparadas con el tratamiento control y el cultivo de frijol y su simbiosis con *Rhizobium etli* mejoró cuando este cultivo se trató con NPs de óxido de hierro. No obstante, los ENM solo mejoraron algunas variables relacionadas con biomasa, pero no el rendimiento (Pérez-Hernández et al., 2020; Pérez-Moreno et al., 2019).

Los ENM empleados para remover metales pesados o hidrocarburos incrementaron la remoción de los contaminantes. El filtro removió el 50% del ion AsO_4^{-3} y 78% del ion de Pb^{+2}. Por su parte, los compositos evaluados removieron 65% y 82% de azul de metileno (MB) cuando se emplearon arcillas montmorillonitas o kaolinitas, respectivamente (Urdapilleta-Inchaurregui et al. 2020; 2021)

CONCLUSIÓN

Los ENM tienen aplicaciones reales y seguras en diversos sectores, pero su uso aún no se debe extender ni generalizar, porque existen evidencias suficientes relacionadas con su toxicidad y daño colateral. No obstante, la formación de recursos humanos especializados en estas áreas del conocimiento y el financiamiento a proyectos debe continuar, para entender los procesos involucrados, determinar las ventajas, desventajas y riesgos del uso de ENM, y definir criterios para la Normalización Nacional de Nanotecnologías.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por los proyectos 'Ciencia Básica SEP-CONACyT-151881', 'FONCYT-COAHUILA COAH-2019-C13-C006', y 'FONCYT-COAHUILA COAH-2021-C15-C095', del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía (Cinvestav- Saltillo), y por Cinvestav Zacatenco.

REFERENCIAS

Fernández-Luqueño, F., Gamero-Melo, P., López-Valdez, F., Aguilera-González, E.N., García-Guillermo, M.S., Hernández-Martínez, G., Fernández-Fernández, O., Álvarez-Garza, M.A., Pérez-Velázquez, I.R. 2016. Physicochemical and microbiological characterization for drinking water quality assessment in southeast Coahuila, Mexico. *International Journal of Environment and Pollution*. 59(1): 78-92.

Fernández-Luqueño, F., Medina-Pérez, G., López-Valdez, F., Gutiérrez-Ramírez, R., Campos-Montiel, R.G., Vazquez-Nuñez, E., Loera-Serna, S., Almaraz-Buendía, I., Del Razo-Rodríguez, O. E., Madariaga-Navarrete, A. 2018. Use of agronanobiotechnology in the agro-food industry to preserve environmental health and improve the welfare of farmers. In: Agricultural Nanobiotechnology, Modern Agriculture for a Sustainable Future. Fernando López-Valdez y Fabián Fernández-Luqueño (Eds.). Springer. ISBN 978-3-319-96718-9. 3-16 pp. DOI: 10.1007/978-3-319-96719-6_1

García-Mayagoitia, S., Fernández-Luqueño, F., Morales-Acosta, D., Carrillo-Rodríguez, J. C., García-Lobato, M. A., de la Torre-Saenz, L., Alonso-Lemus, I. L., Rodríguez-Varela, F.J. 2019. Energy Generation from Pharmaceutical Residual Water in Microbial Fuel Cells Using Ordered Mesoporous Carbon and *Bacillus subtilis* as Bioanode. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. 7(14): 12179-12187. DOI: 10.1021/acssuschemeng.9b01281

Gutiérrez-Ramírez, R., Fernández-Luqueño, F., Medina-Pérez, G., Pérez-Hernández, H., López-Valdez, F., Vázquez-Núñez, E., Loera-Serna, S., Salas-Herrera, G., Zavala-Cortés, A., Urdapilleta-Inchauregi V. 2018. Agronanobiotechnologies to improve the water quality in irrigation systems. In: Agricultural Nanobiotechnology, Modern Agriculture for a Sustainable Future. Fernando López-Valdez y Fabián Fernández-Luqueño (Eds.). Springer. ISBN 978-3-319-96718-9. 141-157 pp. DOI: 10.1007/978-3-319-96719-6_8

Medina-Pérez, G., Fernández-Luqueño, F., Trejo-Tellez, L.I., López-Valdez, F., Pampillón-González, L. 2018. Growth and development of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) var. Pinto Saltillo exposed to iron, titanium, and zinc oxide nanoparticles in an agricultural soil. *Applied Ecology & Environmental Research.* 16(2): 1883-1897. DOI: 10.15666/aeer/1602_18831897

Medina-Pérez, G., Fernández-Luqueño, F., Campos-Montiel, R.G., Sánchez-López, K.B., Afanador-Barajas, L.N., Prince, L. 2019. Nanotechnology in crop protection: Status and future trends. In: Opender Koul (ed.). Nano-Biopesticides Today and Future Perspectives. Elsevier & Academic Press. ISBN: 9780128158296. 17-45 pp. DOI: 10.1016/B978-0-12-815829-6.00002-4

Pérez-Hernández, H., Fernández-Luqueño, F., Huerta-Lwanga, E., Mendoza-Vega, J., Álvarez-Solís, J.D. 2020. Effect of engineered nanoparticles on soil biota: Do they improve the soil quality and crop production or jeopardize them? *Land Degradation & Development*. 31(16), 2213-2230. DOI: 10.1002/ldr.3595

Pérez-Hernández, H., Fernández-Luqueño, F., Huerta-Lwanga, E., Mendoza-Vega, J., Álvarez-Solís, J. D., Pérez-Moreno, A. Y. 2021a. A field experiment regarding the behavior of endogenous earthworms exposed to iron and titanium engineered nanoparticles in a natural forest soil. *International Journal of Environmental Research.* 15: 849-858. DOI: 10.1007/s41742-021-00360-y.

Pérez-Hernández, H., Pérez-Moreno, A., Sarabia-Castillo, C.R., García-Mayagoitia, S., Medina-Pérez, G., López-Valdez, F., Campos-Montiel, R.G. Jayanta-Kumar, P., Fernández-Luqueño, F. 2021b. Ecological drawbacks of nanomaterials produced on an industrial scale: Collateral effect on human and environmental health. *Water Air Soil Pollution*. 232(10), 1-33, article number 435. DOI: 10.1007/s11270-021-05370-2

Pérez-Moreno, A., Sarabia-Castillo, C.R., Medina-Pérez, G., Pérez-Hernández, H., Roque-De la Fuente, J., González-Pozos, S., Corlay-Chee, L., Chamizo-Checa, A., Campos-Montiel, R.G. & Fernández-Luqueño, F. 2019. Nanomaterials modify the growth of crops and some characteristics of organisms from agricultural or forest soils: An experimental study at laboratory, greenhouse, and land level. *Mexican Journal of Biotechnology*. 4(4), 29-49. DOI: 10.29267/mxjb.2019.4.4.29

Pérez-Moreno, A., Fernández-Luqueño, F., Pérez-Hernández, H., Vázquez-Núñez, E., Vera-Reyes, I., Amir, A. 2021. Nanoscience and nanotechnology regarding food packaging and

nanomaterials to extending the postharvest life and the shelf life of foods. In: Charis M. Galanakis (Ed.). Food losses, sustainable postharvest and food technologies. Elsevier-Academic Press. 313-384. ISBN: 978-0-12-821912-6. DOI: 10.1016/B978-0-12-821912-6.00001-8

Sarabia-Castillo, C.R., Pérez-Moreno, A., Galindo-Ortiz, A., Fraga-Pecina, N., Pérez-Hernández, H., Medina-Pérez, G., Fernández-Luqueño, F. 2020. Phytonanotechnology and Environmental Remediation. In: N. Thajuddin, Mathew Silvy (Eds.). Phytonanotechnology: Challenges and prospects. Elsevier. ISBN: 9780128223482. 159-185 pp. DOI: 10.1016/B978-0-12-822348-2.00009-7

Sarabia-Castillo, C.R., Amir, K., Pérez-Hernández, H., Pérez-Moreno, A., Torres-Gómez, A.P., Ayaz M.S., Yash D.J., Fernández-Luqueño, F. 2023. Nanotubes as packaging tool. In: Aamir HussainDar & Gulzar Ahmad Nayik (Eds.). Nanotechnology Interventions in Food Packaging and Shelf life Extension. Taylor & Francis imprinted by CRC Press. 17-38. ISBN: 978-1-032-06274-7. DOI: 10.1201/9781003207641-3.

Urdapilleta-Inchaurregui, V., Fernández-Luqueño, F., Torres-Huerta, A.M., Roa-Velázquez, D., Rodríguez-Varela, F.J., Sánchez-Castro, M.E. 2020. Nanocomposite synthesis from a natural clay-rich soils and exhausted coffee grounds for environmental applications. *Journal of Nano Research*. 63, 47-63. DOI: 10.4028/www.scientific.net/JNanoR.63.47

Urdapilleta-Inchaurregui, V., Fernández-Luqueño, F., Torres-Huerta, A.M., Roa-Velázquez, D., Rodríguez-Varela, F.J., Sánchez-Castro, M.E. 2021. Natural soil clays from a phaeozem to synthesize a nanocomposite with exhausted coffee grounds and Ag^{-} and TiO_2-nanoparticles for water, air, or soil decontamination. *Polish Journal of Environmental Studies*. 30(1), 871-880. DOI: 10.15244/pjoes/120521

Valle-García, J.D., Sarabia-Castillo, C.R., Pérez-Hernández, H., Torres-Gómez, A.P., Pérez-Moreno, A., Fernández-Luqueño, F. 2021. Influence of nanoparticles on the physical, chemical and biological properties of soils. In: Amrane Abdeltif, Dinesh Mohan, Tuan Anh Nguyen, Aymen Assadi, Ghulam Yasin (Eds.). Nanomaterials for soil remediation. Elsevier. 151-182. ISBN: 978-0-12-822891-3. DOI: 10.1016/B978-0-12-822891-3.00008-6

Vázquez-Núñez, E., Molina-Guerrero, C.E., Peña-Castro, J.M., Fernández-Luqueño, F., De La Rosa-Álvarez, M.G. 2020. Use of nanotechnology for the bioremediation of contaminants: A Review. *Processes*. 8 (7), 1-17, Article number 826. DOI: 10.3390/pr8070826.

ACONDICIONAMIENTO DE UN SUELO AGRÍCOLA CON NANOPARTÍCULAS DE TIO_2: EFECTOS SOBRE LA SIMBIOSIS MICORRÍZICA EN PLANTAS DE TRIGO

César Roberto Sarabia-Castillo[1]; Andrés Patricio Torres-Gómez[1]; Dulce Yaahid Flores-Rentería[2]; Gabriela Guillen-Cruz[1], Fabián Fernández-Luqueño[1]

[1] Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
[2]CONACYT- Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.
E-mail: cesar.sarabia@cinvestav.mx.

RESUMEN

La preocupación por la liberación de nanopartículas (NPs) al ambiente se ha incrementado, debido a que se han evidenciado efectos perjudiciales en plantas y microorganismos benéficos del suelo, como los hongos micorrízicos arbusculares (HMA). Esta investigación estudió la interacción simbiótica del HMA con plantas de trigo duro (*Triticum durum* Desf. Var. Samayoa C2004) cultivadas en campo y expuestas a una concentración de 20 mg m^{-2} de NPs de TiO_2 durante 60 días. Pasado este lapso se tomaron muestras de suelo y raíces, y se cuantificó el porcentaje de infección de raíces por HMA y se obtuvo la abundancia promedio de esporas de HMA en suelo tratado con NPs y sin tratar. La presencia de NPs de TiO_2 (T2) no influyó en la interacción simbiótica, al no presentar diferencias significativas en el porcentaje de colonización (68.89%±10.18), con respecto al tratamiento sin NPs (T1; 70.00%±8.82); sin embargo, se observó que la abundancia promedio de esporas fue significativamente menor en el tratamiento T2, con respecto al tratamiento T1, por lo que es necesario seguir investigando los efectos de las NPs sobre la abundancia e interacción de los HMA con plantas superiores.

PALABRAS CLAVE: *Contaminación; hongos micorrízicos arbusculares; nanobiotecnología; nanomateriales*

INTRODUCCIÓN

Los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) forman asociaciones simbióticas beneficiosas con alrededor del 76% de las plantas vasculares, ofreciéndoles una mayor disponibilidad y capacidad de absorción de nutrientes, mayor absorción de agua y aumento de la tolerancia al estrés biótico y abiótico, lo que contribuye en la productividad de los cultivos (Sarkodee-Addo, et al., 2020).

Sin embargo, la liberación de nanopartículas (NPs) al ambiente es más directa debido al incremento en su producción, convirtiéndose en un importante motivo de preocupación, debido a que se han evidenciado efectos negativos en plantas y en comunidades

microbianas del suelo, principalmente en aquellas que promueven el desarrollo de plantas (Burke et al., 2015).

Por lo anterior, estudios como el realizado por Priyanka et al. (2017), evidenciaron que las NPs de TiO_2 y TiO_2 dopadas con Ce disminuyen la capacidad de colonización de los HMA en plantas de arroz expuestas a concentración de 25, 50 o 100 mg kg^{-1} de suelo. Las NPs de ZnO han sido reportadas por Li et al. (2015), como inhibidores de la interacción simbiótica micorrízica, al disminuir el porcentaje de colonización en raíces de maíz y evidenciando fitotoxicidad en las plantas. En esta investigación se evaluó la capacidad de colonización de los HMA en plantas de trigo expuestas de NPs de TiO_2 durante 60 DDS.

MATERIALES Y METODOS

Ubicación, muestreo y caracterización inicial de suelo

Se empleó una parcela agrícola ubicada en la Hacienda San Isidro de Gómez, General Cepeda, Coah., (Latitud 25°10'05", Longitud -101°23'26"), en la que se muestrearon seis puntos a 20 cm de profundidad. El número de esporas de HMA se determinó mediante la técnica de tamizado en húmedo.

Montaje experimental

Se diseñaron dos tratamientos (T1=control y T2= NPs-TiO_2) con cinco repeticiones cada uno, teniendo un total de diez unidades experimentales (U.E.) de 9 m^2 cada una. En cada U.E. se sembraron 126 g de semillas de trigo duro. A las U.E. de T2 se les asperjaron manualmente suspensiones de 20 mg NPs de TiO_2 por m^2. El riego se aplicó por microaspersión.

Toma de muestras de suelo y raíz

A los 60 días después de la siembra (DDS) se realizó un muestreo de la rizosfera empleando un cilindro de PVC de 10 cm de diámetro, seleccionando aleatoriamente cinco puntos de muestreo en cada U.E. Al suelo muestreado se le retiraron las raíces de trigo y estas se lavaron y se conservaron en refrigeración a 4°C en solución AFA (ácido acético-formaldehido-alcohol etílico) hasta su uso (Sánchez-de Prager et al., 2010).

Determinación de la infección micorrízica arbuscular en raíces

Las raíces conservadas fueron lavadas con agua destilada hasta retirar el exceso de solución AFA y se dejaron escurrir en papel de estraza. Posteriormente, se sometieron a: a) clareamiento, b) blanqueo, c) acidificación, d) tinción y e) eliminación de exceso de colorante de acuerdo con lo reportado por Pérez-Moreno et al. (2019).

La evaluación de la infección micorrízica arbuscular se realizó en un microscopio óptico con un objetivo de 40X en tres puntos equidistantes por cada segmento, obteniendo 30

puntos por cada repetición y se registra si existe o no colonización y se calcula el porcentaje de colonización empleado la Ecuación 1.

Ecuación 1

$$\%\ de\ colonización = \frac{No.\ de\ campos\ colonizados}{No.\ de\ campos\ totales} \times 100$$

Aislamiento y conteo de esporas de HMA del suelo

Se empleó la técnica de tamizado de suelo en húmedo reportada por Sánchez-de Prager et al. (2010). Las esporas observadas fueron contadas y aisladas sobre un portaobjetos usando PVGL (alcohol polivinílico-glicerol-ácido láctico).

Análisis de datos

Los datos obtenidos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) y comparación de medias aritméticas mediante el método de Tukey (p=0.05), empleado el software Minitab 18.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización inicial del suelo

El pH y la conductividad eléctrica previo al montaje experimental fue de 7.07 ± 0.19 y 340.97 ± 19.02 µS cm-^{1} respectivamente, por lo que se trata de un suelo neutro no salino y con una abundancia promedio de esporas de HMA de 240 ± 27.06 por 100 g de suelo seco.

Determinación de la infección micorrízica arbuscular en raíces

La tinción de raíces permitió observar estructuras características durante la infección micorrízica arbuscular en ambos tratamientos, dichas estructuras fueron arbúsculos, vesículas y micelio (Figura 1). No se observaron diferencias significativas en el porcentaje de colonización calculado entre los tratamientos (Cuadro 1), lo anterior, coincide con lo reportado por Klingenfuss (2014), quien no encontró diferencias significativas en los porcentajes de colonización en plantas de trigo tratadas con concentraciones de 1, 100 o 1000 mg kg^{-1} de NPs de TiO_2, por lo que se puede decir que los HMA presentan resistencia a la presencia de metales como el Ti. Sin embargo, esta resistencia a las NPs puede estar en función de las propiedades intrínsecas de ciertos materiales. Por ejemplo, las NPs de Ag son reconocidas por sus propiedades antimicrobianas y a concentraciones de 12, 24 o 36 mg kg^{-1} de NPs de Ag reducen significativamente el porcentaje de colonización de HMA en plantas de tomate (Noori et al., 2017).

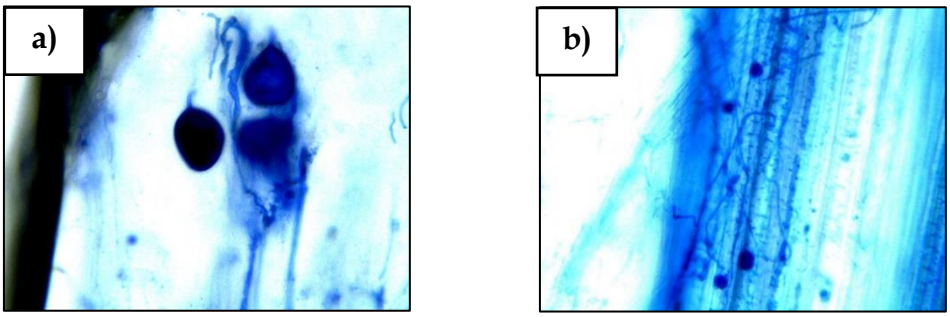


Figura 1. Colonización de HMA en raíces de trigo a los 60 DDS, a) vesículas y micelio observadas plantas del tratamiento control, b) vesículas y micelio observadas en plantas tratadas con 20 mg de NPs de TiO_2 por m^2.

Cuadro 1. Porcentaje de colonización de raíces y abundancia promedio de esporas de hongos micorrízicos arbusculares en 100 g de suelo rizosférico tratado con nanopartículas de TiO_2 y cultivado con trigo duro durante 60 días.

Tratamiento	% de colonización ± D.E.¥	Número promedio de esporas ± D.E.
T1	70.00 ±8.82[a*]	949.33 ±120.81[a]
T2	68.89 ±10.18[a]	458.00 ±119.75[b]

¥ Desviación estándar. * Letra minúsculas indican diferencia estadística entre tratamientos (Tukey α= 0.05) n=3.

Aislamiento y conteo de esporas de HMA del suelo

Con el aislamiento y conteo se determinó la abundancia promedio de esporas (APE) de HMA en el suelo (Cuadro 1). Se observó que la APE en el tratamiento T2 (458.00±119.75) fue significativamente menor al T1 (949.33±120.81). Sin embargo, la APE de ambos tratamientos fue inferior a lo reportado por Sánchez-Sánchez et al. (2018), quienes informaron una APE de HMA de 3000, por cada 100 g de suelo rizosférico de *Capsicum annuum* L. var. *Aviculare,* de cuatro localidades de Coahuila y Zacatecas, México.

Por el contrario, la APE indicada en la presente investigación es superior a aquella reportada por Bertolini et al. (2020), en cinco plantaciones de *Coffea arabica* L., registrando valores de 55 a 198 esporas por cada 100 g de suelo. Cabe destacar que en las investigaciones realizadas por Reyes-Jaramillo et al. (2019) y Bertolini et al. (2020), sugieren que las propiedades edáficas del suelo pueden afectar la estructura de las comunidades de HMA ya que estos sistemas están influenciados por los factores abióticos que interactúan en los ecosistemas.

CONCLUSIÓN

El porcentaje de colonización de los HMA en las raíces del cultivo de trigo duro fue estadísticamente igual en suelo tratado o no con 20 mg de NPs de TiO_2 por m^2. Sin embargo, el uso de TiO_2 disminuyó significativamente el número promedio de esporas de HMA, lo que sugiere que la presencia de NPs de TiO_2 no altera la interacción simbiótica mutualista HMA-planta, pero sí el número de individuos, por lo que es necesario seguir investigando los efectos de las NPs sobre la abundancia e interacción de los HMA con plantas superiores.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por los proyectos 'Ciencia Básica SEP-CONACyT-151881', 'FONCYT-COAHUILA COAH-2019-C13-C006', y 'FONCYT-COAHUILA COAH-2021-C15-C095', del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía (Cinvestav- Saltillo), y por Cinvestav Zacatenco.

REFERENCIAS

Bertolini, V., Montaño, N., Salazar-Ortuño, B.,Chimal-Sánchez, E. & Varela, L. (2020). Diversidad de hongos micorrizógenos arbusculares en plantaciones de café (*Coffea arabica*) del volcán de Tacaná, Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*. 127(e1602). https://doi.org/10.21829/abm127.2020.1602

Burke, D.J., Pietrasiak, N., Situ, S.F., Abenojar, E.C., Porche, M. Kraj, P., Lakliang, Y. & Samia, A.C.S. (2015). Iron oxide and titanium dioxide nanoparticle effects on plant performance and root associated microbes. *International Journal of Molecular Sciences.* 16(10), 23630-23650. https://doi.org/10.3390/ijms161023630

Klingenfuss, F. (2014). *Testing of TiO_2 nanoparticles on wheat and microorganisms in a soil microcosm*. Gothenburg: University of Gothenburg.

Li, S., Liu, X. Q., Wang, F.Y. & Miao Y.F. (2015). Effects of ZnO nanoparticles, $ZnSO_4$ and arbuscular mycorrhizal fungus on the growth of maize. *Environmental Sciences.* 36, 4615-4622.

Noori, A., White, J.C. & Newman, L.A. (2017). Mycorrhizal fungi influence on silver uptake and membrane protein gene expression following silver nanoparticle exposure. *Journal of Nanoparticle Research.* 16, 66. https://doi.org/10.1007/s11051-016-3650-4

Pérez-Moreno, A., Sarabia-Castillo, C.R., Medina-Pérez, G., Pérez-Hernández, H., Roque-De la Fuente, J., González-Pozos, S., Corlay-Chee, L., Chamizo-Checa, A., Campos-Montiel, R.G. & Fernández-Luqueño, F. (2019). Nanomaterials modify the growth of crops and some characteristics of organisms from agricultural or forest soils: An experimental study at laboratory, greenhouse, and land level. *Mexican Journal of Biotechnology*. 4(4), 29-49. https://doi.org/10.29267/mxjb.2019.4.4.29

Priyanka, K., Harikumar, V., Balakrishna, K. & Varghese, T. (2017). Inhibitory effect of TiO_2 NPs on symbiotic arbuscular mycorrhizal fungi in plant roots. *IET Nanobiotechnology*. 11, 66-70. https://doi.org/10.1049/iet-nbt.2016.0032

Reyes-Jaramillo, I., Chimal-Sánchez, E., Salmerón-Castro, J., Vázquez-Pérez, N., & Varela-Fregoso, L. (2019). Comunidad de hongos micorrizógenos arbusculares (Glomeromycota) asociada con agaves mezcaleros de Oaxaca y su relación con algunas propiedades edáficas. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 90 (e902777) https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2777

Sánchez-de Prager, M., Posada-Almanza, R., Velásquez-Pomar, D. & Narváez-Castillo, M. (2010). Metodologías básicas para el trabajo com micorriza arbuscular y hongos formadores de micorriza arbuscular. Universidad Nacional de Colombia sede Palmira.

Sánchez-Sánchez, A., Salcedo-Martínez, S., Mendoza-VAILLARREAL, R., Pinero-Espinoza, J. & Moreno-Limón, S., (2018). Aislamiento e Identificación de Micorrizas Arbúsculares (MA) Asociadas a la Rizósfera del chile piquín (*Capsicum annuum* var. aviculare L.). *Investigación y Desarrollo en Ciencias y Tecnología de Alimentos.* 3, 86-91.

Sarkodee-Addo, E., Yasuda, M., Lee, C.G., Kanasugi, M., Fujii, Y., Omari, R.O., Abebrese, S.O., Bam, R., Asuming-Brempong, S., Golam-Datogeer, K.M. & Okazaki, S. (2020). Arbuscular mycorrhizal fungi associated with rice (*Oryza sativa* L.) in Ghana: effect of regional locations and soil factors on diversity and community assembly. *Agronomy.* 10(4), 559. https://doi.org/10.3390/agronomy10040559

APLICACIÓN FOLIAR DE NANOPARTÍCULAS DE ZINC MÁS QUITOSANO SOBRE EL DESARROLLO, ACTIVIDAD FOTOSINTÉTICA Y PRODUCCIÓN DE FRIJOL EJOTERO

Alejandro Palacio-Márquez[1]; Carlos A. Ramírez-Estrada[1]; Esteban Sánchez-Chávez[1*]; Damaris L. Ojeda-Barrios[2]; Celia Chávez-Mendoza[1]; Juan Pedro Sida-Arreola[3]; Alondra Salcido- Martínez[1]; Julio C. Anchondo-Páez[1]

[1]Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. CIAD, Av. 4 Sur 3828, Pablo Gómez, 33088 Delicias, Chihuahua, México *Autor de correspondencia: esteban@ciad.mx; [2]Universidad Autónoma de Chihuahua / Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Av. Pascual Orozco s/n, Campus 1, Santo Niño Chihuahua, Chihuahua, México; [3]Universidad Tecnológica de Camargo, UTCAM-Unidad Meoqui, Zaragoza 1517, Deportiva, 33130 Pedro Meoqui, Chihuahua.

RESUMEN

El uso de nanofertilizantes surge como una forma de llevar a cabo la fertilización de forma sustentable y precisa. La aplicación individual de nanopartículas de zinc (ZnO) y quitosano mejoran el crecimiento y producción de los cultivos. Sin embargo, existe escasa información referente a la aplicación foliar de nanopartículas de ZnO acomplejadas con quitosano y su efecto en la fisiología de los cultivos. por lo que el objetivo del presente estudio fue evaluar la eficiencia de la aplicación foliar de nanopartículas de óxido de zinc más quitosano sobre el desarrollo, actividad fotosintética y producción de frijol ejotero Cv. strike. Se aplicaron nanopartículas vía foliar de zinc a dosis de 0, 25, 50 y 100 ppm con y sin quitosano a dosis de 50 ppm. Los resultados obtenidos indican que la aplicación foliar de ZnO a 25 ppm fue la dosis que más favoreció la acumulación de biomasa y la producción. Mientras que la aplicación de quitosano favoreció la producción cuando se combinó con dosis altas de nanopartículas.

PALABRAS CLAVE: *bioestimulantes, nanofertilizantes, nanotecnología, Phaseolus vulgaris*

INTRODUCCIÓN

El frijol común (*Phaseolus vulgaris* L.) es la leguminosa de mayor consumo directo en el mundo ya que es el principal alimento para más de 300 millones de personas. Es la principal fuente de proteínas de origen vegetal, además de su alto contenido de minerales, especialmente hierro y zinc (Blair, 2013). Sin embargo, la producción en plantas de frijol se ve limitada por muchos factores de estrés incluida la deficiencia de micronutrientes, especialmente el zinc (Zn). El Zn es un elemento clave en la producción de biomasa, también se ha reportado que deficiencias de Zn afectan la tasa fotosintética. Dicha deficiencia es ocasionada por la poca disponibilidad de este elemento en el suelo y la baja eficiencia en el uso de los fertilizantes (Marschner, 2011). La fertilización foliar se ha convertido en una herramienta importante para solventar las deficiencias de micronutrientes en los cultivos y un avance en la fertilización foliar es el uso de la nanotecnología, la cual surge como una alternativa para lograr el desarrollo óptimo de las plantas de forma sustentable y precisa.

La aplicación de nanofertilizantes de manera foliar, tienen efectos positivos en el crecimiento, desarrollo y producción en distintos cultivos, además de que en comparación con los fertilizantes convencionales su efectividad es más alta y las dosis se pueden reducir, disminuyendo el impacto ambiental. Por otro lado, aplicaciones en altas concentraciones tienen efectos estresantes que pueden inhibir el crecimiento de las raíces, retrasar el desarrollo de los cultivos y afectar la síntesis de proteínas y ADN (Sturikova *et al*., 2018). Una alternativa viable para mitigar las situaciones de estrés es la aplicación foliar de sustancias que tengan propiedad bioestimulante, donde destaca el uso de quitosano. Distintos autores han reportado efectos positivos en el crecimiento vegetativo, concentración de pigmentos fotosintéticos y rendimiento en más de 20 especies vegetales (Pichiyangkura y Chadchawan, 2015). En general, existe escasa información referente a la aplicación foliar de nanopartículas de ZnO más con quitosano y su efecto en la fisiología de los cultivos. por lo que el objetivo del presente estudio fue evaluar la eficiencia de la aplicación foliar de nanopartículas de óxido de zinc más quitosano sobre el desarrollo, actividad fotosintética y producción de frijol ejotero Cv. strike.

MATERIALES Y MÉTODOS

Manejo del cultivo: El experimento se llevó a cabo en un invernadero cubierto con casa sombra ubicada en las instalaciones del CIAD en Cd. Delicias, Chihuahua, México, con una temperatura media de 29.4 °C y una humedad relativa promedio de 22.38%. Se utilizaron plantas de frijol cv. Strike y macetas de plástico con un volumen de 13.4 L, que fueron llenadas con un sustrato compuesto por vermiculita y perlita agrícola en una proporción 2:1. Se colocaron 2 plantas por maceta y se regaron con 500 ml de la siguiente solución nutritiva completa. (Sánchez *et al*., 2004). Los tratamientos se aplicaron vía foliar 4 veces cada 10 días a partir de la aparición de las primeras hojas verdaderas a los 15 días después de la siembra.

Diseño experimental: Se utilizó un diseño completamente al azar (DCA) con arreglo factorial 2x4, siendo el factor A: las dosis de ZnO a 0, 25, 50 y 100 ppm y el factor B: la aplicación de quitosano a dosis de 50 ppm; para un total de 8 tratamientos con cuatro repeticiones.

Variables evaluadas: Se cuantifico la biomasa en base a peso seco, mientras que el rendimiento se obtuvo en base a peso fresco ambas variables se expresaron en gramos. También se midió la actividad fotosintética mediante un equipo portátil LI–COR 6400 y se expresó como µmol de CO_2 m^2 $\cdot s^{-1}$. Por último, se cuantifico la actividad in vivo de la enzima nitrato reductasa (NR) (EC 1.6.6.1) mediante el método propuesto por Sánchez *et al*. (2004). Se realizó un análisis de varianza, una prueba de separación de medias utilizando el método LSD mediante el paquete estadístico SAS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa

En el presente estudio, no se encontraron diferencias estadísticas para la variable biomasa (figura 1). Sin embargo, se observó un mejor desempeño cuando las dosis de nanopartículas fueron más bajas siendo ZnO 25ppm el tratamiento que presentó el valor más alto con un incremento de 29.67 % respecto al control sin aplicación. Diversos autores reportan efectos similares cuando se utilizó ZnO de manera foliar como fuente de Zn. Burman *et al*. (2013) aplicaron nanopartículas de ZnO en garbanzo y obtuvieron un aumento en la biomasa de 22.8 % respecto a su control al aplicar 1.5 ppm, mientras que al aplicar una dosis más alta el incremento fue menor. Por su parte, Raliya *et al*. (2015) encontró que dosis altas de ZnO redujeron la biomasa en tomate y las dosis más bajas tuvieron mejores resultados.

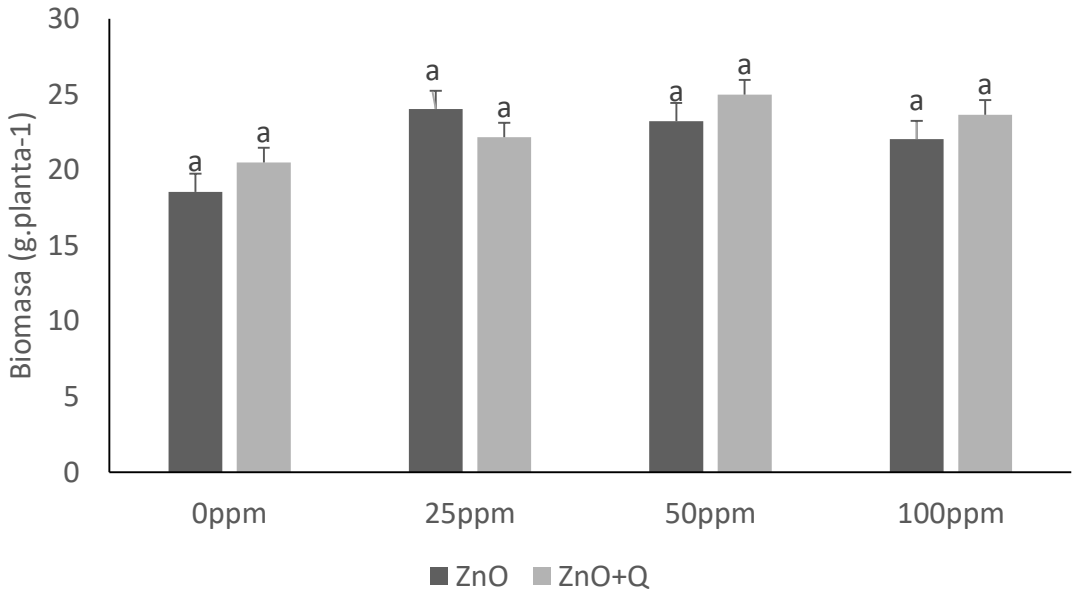


Figura 1. Efecto de la aplicación de nanopartículas de zinc más quitosano en la biomasa (peso seco) de plantas de frijol cv. Strike.

Rendimiento

Los resultados de producción no mostraron diferencias significativas (figura 2). Dentro de los tratamientos utilizados sobresalió el tratamiento de ZnO 25ppm el superó el promedio de 78 g por planta reportado por Salinas-Ramírez *et al*. (2012). La aplicación foliar de quitosano no presentó diferencias significativas, no obstante, en el tratamiento de 100 ppm de nanopartículas, el cual fue el de más baja producción, se observó un incremento de 21.99 % cuando se aplicó quitosano. Diversos estudios demuestran efectos positivos al aplicar quitosano de manera foliar en numerosos cultivos principalmente cuando estos se encuentran bajo situaciones de estrés (Pichyangkura y Chadchawan, 2015).

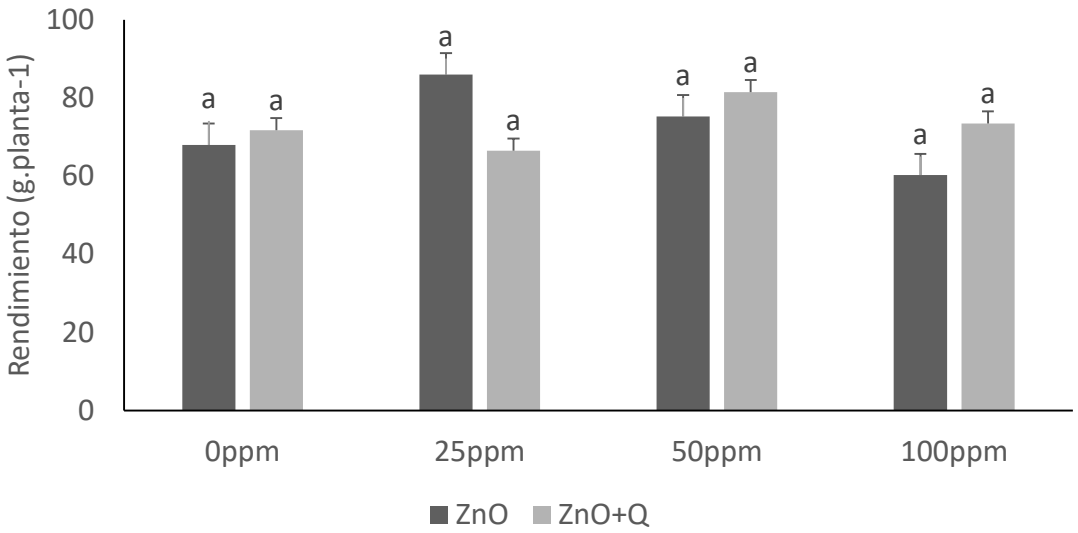


Figura 2. Efecto de la aplicación de nanopartículas de zinc más quitosano en el rendimiento de plantas de frijol cv. Strike.

Actividad nitrato reductasa

En el presente trabajo, se encontraron diferencias significativas en la actividad de la enzima NR (figura 3). Todos los tratamientos estimularon la actividad NR, siendo los tratamientos de ZnO 100ppm y ZnO+Q 50 ppm los más sobresalientes obteniendo un aumento de más del 600 % en relación con el control. Tapan-Adhikari et al. (2015) encontraron aumentos similares al aplicar nanopartículas y sulfato de Zn en plantas de maíz, además mencionan que no existen diferencias sobresalientes entre las dos fuentes que utilizaron. A su vez, Hemantaranjan y Trivedi (2015), encontraron que la aplicación foliar de Zinc aumenta la actividad NR. Además, mencionaron que el Zn actúa de manera indirecta sobre la asimilación de nitrógeno debido al papel fundamental que juega sobre el desarrollo y en la síntesis de proteínas de las plantas. En cuanto a la aplicación de quitosano, se han reportado efectos positivos sobre la actividad de esta enzima en cultivos como el maíz, frijol soya y okra (Mondal *et al*., 2012).

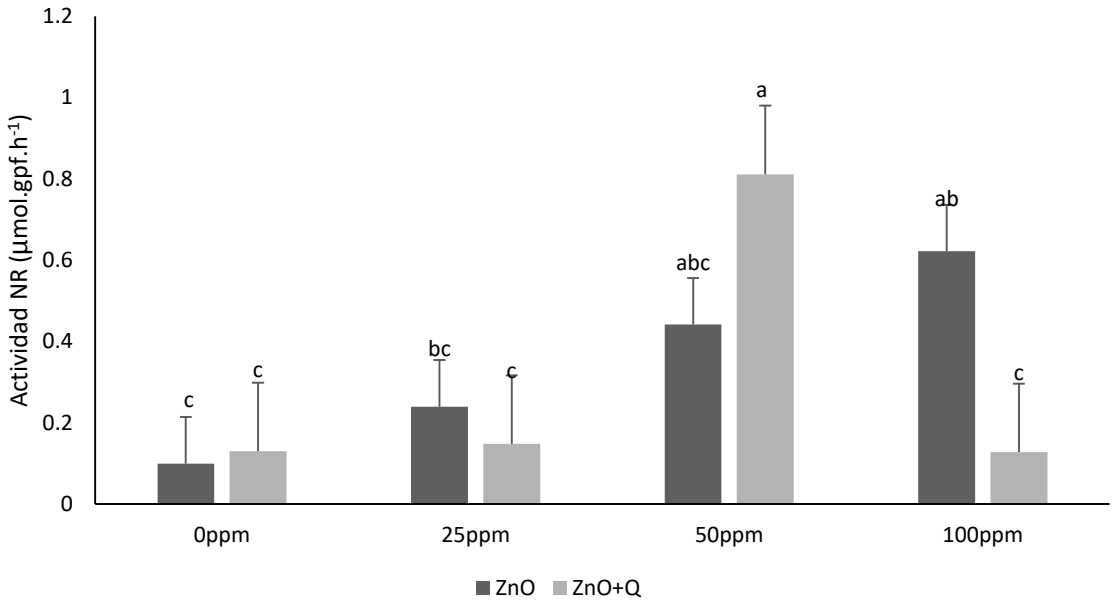


Figura 3. Efecto de la aplicación de nanopartículas de zinc más quitosano en el rendimiento de plantas de frijol cv. Strike.

Actividad fotosintética

En la presente investigación, se obtuvieron diferencias significativas para la actividad fotosintética (Figura 4). A pesar de que los tratamientos de ZnO presentaron una menor actividad fotosintética, los parámetros de biomasa y rendimiento no se vieron afectados, por lo que se puede suponer que las plantas tratadas con nanopartículas de zinc alcanzaron su madurez en un tiempo menor. Por otro lado, Chávez-Simental y Álvarez-Reyna (2012) encontraron que la actividad fotosintética en el frijol tiende a disminuir conforme se acerca el periodo de cosecha, encontrando su punto máximo en la etapa de floración. Por su parte, Rossi *et al*. (2019) reportaron valores más altos para la actividad fotosintética en plantas de café durante los primeros 45 días de desarrollo al aplicar 100 ppm de nanopartículas de ZnO.

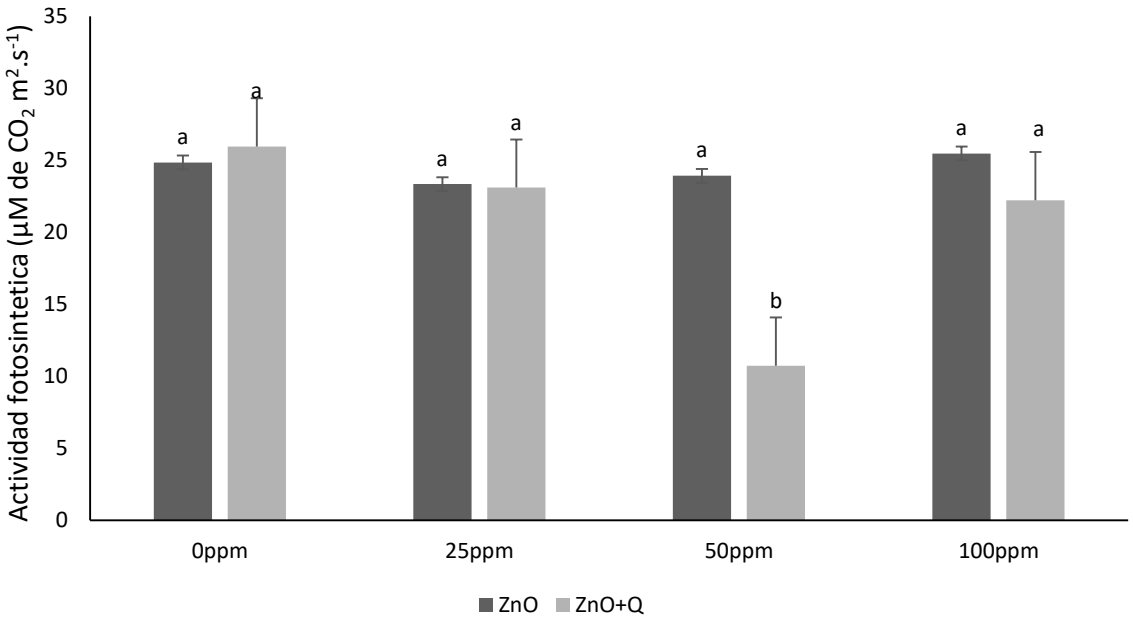


Figura 4. Efecto de la aplicación de nanopartículas de zinc más quitosano en la actividad fotosintética de plantas de frijol Cv. Strike.

CONCLUSIONES

La aplicación foliar de nanopartículas no afecto la acumulación de biomasa y la producción en frijol ejotero en comparación con plantas correctamente fertilizadas, lo que indica que las nanopartículas de ZnO pueden reducir la cantidad de fertilizante a emplearse sin afectar los rendimientos en los cultivos, por lo que podrían ser utilizadas para solucionar la problemática ambiental ocasionada por el uso excesivo de fertilizantes. Así mismo, la aplicación foliar de quitosano favoreció la biomasa y producción, especialmente cuando se combinó con las dosis altas de nanopartículas. Finalmente, hay que indicar que se requieren más estudios profundos para conocer las propiedades fisicoquímicas de las nanopartículas de ZnO más quitosano y su efecto en la fisiología y bioquímica de las plantas.

REFERENCIAS

Blair, M.W., 2013. Mineral biofortification strategies for food staples: the example of common bean. J. Agr. Food Chem. 61(35), 8287-8294.

Burman, U., Saini, M., Kumar, P., 2013. Effect of zinc oxide nanoparticles on growth and antioxidant system of chickpea seedlings. Toxicol. Environ. Chem. 95(4), 605-612.

Chávez-Simental, J.A., Alvarez-Reyna, V.D.P., 2012. Ecofisiología de seis variedades de frijol bajo las condiciones climáticas de la Región Lagunera. Rev. Mexicana Cienc. Agrí. 3(2), 299-309.

Hemantaranjan, A., Trivedi, A.K., 2015. Influence of boron and zinc on nitrate and nitrite reductase activity in roots and leaves, and sulfur containing amino acids, protein and oil

content in seeds of soybean [*Glycine max* (L.) Merr.]. Int. J. Sci. Res. Sci. Technol. 1(3), 30-38.

Marschner, H., 2011. Marschner's mineral nutrition of higher plants. Academic press.

Mondal, M.M.A., Malek, M.A., Puteh, A.B., Ismail, M.R., Ashrafuzzaman, M., Naher, L., 2012. Effect of foliar application of chitosan on growth and yield in okra. Aust. J. Crop Sci. 6(5), 918.

Pichyangkura, R., Chadchawan, S., 2015. Biostimulant activity of chitosan in horticulture. Sci. Hortic. 196, 49-65.

Raliya, R., Nair, R., Chavalmane, S., Wang, W.N., Biswas, P., 2015. Mechanistic evaluation of translocation and physiological impact of titanium dioxide and zinc oxide nanoparticles on the tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plant. Metallomics. 7(12), 1584-1594.

Rossi, L., Fedenia, L.N., Sharifan, H., Ma, X., Lombardini, L., 2019. Effects of foliar application of zinc sulfate and zinc nanoparticles in coffee (*Coffea arabica* L.) plants. Plant Physiol. Biochem. 135, 160-166.

Salinas-Ramírez, N., Escalante-Estrada, J.A., Rodríguez-González, M., Sosa-Montes, E., 2012. Rendimiento y calidad nutrimental de frijol ejotero en dos ambientes. Rev. Fitotec. Mex. 35(4), 317-323.

Sánchez, E., Rivero, R.M., Ruiz, J.M., Romero, L., 2004. Changes in biomass, enzymatic activity and protein concentration in roots and leaves of green bean plants (*Phaseolus vulgaris* L. cv. Strike) under high NH_4NO_3 application rates. Sci. Hortic. 99(3-4), 237-248.

Sturikova, H., Krystofova, O., Huska, D., Adam, V., 2018. Zinc, zinc nanoparticles and plants. J. Hazard. Mater. 349, 101-110.

Tapan-Adhikari, T., Kundu, S., Biswas, A.K., Tarafdar, J.C., Subba Rao, A., 2015. Characterization of zinc oxide nano particles and their effect on growth of maize (*Zea mays* L.) plant. J. Plant Nutr. 38(10), 1505-1515.

SINOPSIS SOBRE LOS PALEOSUELOS MIOCENICOS DEL DESIERTO DE LA TATACOA, HUILA, COLOMBIA

María Teresa Flórez Molina[1]; Luis Norberto Parra Sánchez[2]

[1]Universidad de Antioquia, Sede de Investigación Universitaria SIU, Cl. 62 #52-59, Torre II, Laboratorio 230, Medellín, Antioquia, [2]Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Cra. 65 #59a-110, Medellín, Antioquia, Bloque 14, oficina 110. E-mail: maria. florez@udea.edu.co

RESUMEN

Del Mioceno del Valle Superior del Magdalena, Colombia, se resaltan los Grupos La Venta (12-13.8 Ma) y La Arenosa (14.6-20 Ma). En La Venta, la sedimentación la produjo ríos aluviales y fluviales que dejaron enormes depósitos líticos arenosos, limosos y gravillosos rosados en las formaciones de base y techo, mientras las del interior son grises con algunos estratos rojos, duros y meteorizados y paleosuelos. Se resalta dentro de este grupo la Formación Villavieja por su riqueza fosilífera y en ella la Unidad Arenas Ferruginosas. En esta los paleosuelos (Sodic Haplotorrerts), que se formaron en un clima estacionalmente muy contrastado, bajo un régimen tórrido (inviernos fríos y húmedos y veranos muy cálidos y más secos). En el grupo La Arenosa la sedimentación fue producida por enormes ríos caudalosos que dejaron depósitos arenosos y limosos grises. En él se resalta La Formación La Borrega que tiene cuatro Paquetes Colorados (PC) duros y meteorizados. En los limos y arenas que los separan, cinco paleosuelos (Lithic Haplusterts), formados en un clima estacional, contrastado, bajo un régimen ústico (inviernos fríos y extremadamente húmedos). Tanto La Venta como La Arenosa, tienen capas rojas altamente meteorizadas enriquecidas en carbonatos, sales, Fe y Al, sin evidencias de pedogénesis. Los paleosuelos rojos contenidos dentro de ellas podrían ser debido a la liberación de hierro de los minerales primarios, por meteorización y/o pedogénesis. Su difusión dentro de la matriz y posterior oxidación se propone como el mecanismo responsable del color dominante en las capas rojas del desierto de La Tatacoa.

PALABRAS CLAVE: *Grupos la venta y la arenosa; capas rojas inferiores y superiores; unidad arenas ferruginosas; paleopedogenesis; capas líticas.*

INTRODUCCIÓN

En el desierto de La Tatacoa, Huila, Colombia, se encuentran rocas sedimentarias de la Formación Villavieja, del Serravaliense, donde se destacan tres conjuntos de capas rojizas y grises, de diferentes edades, nominadas como Upper red beds, Lower red beds y Ferruginous sandstone; cartografiadas, en detalle, por Fields y Henao (1949), Henao (1950), Fields (1959) y Parra (2018). Dentro de esas capas rojas y grises se han identificado paleosuelos formados bajo climas estacionales contrastados hasta áridos, en paleorelieves colinados de baja altitud y planicies aluviales (Guerrero, 1994; Flórez et al., 2013; Parra, 2018,





Flórez et al., 2018: Flórez, 2021). Para los estratos rojizos algunos investigadores han propuesto diferentes ideas para explicar el origen de esa coloración: 1) Litocromía o color original producto de la depositación de clastos y/o matrices coloreadas, 2) Alteración del sedimento original por diagénesis temprana, y 3) Pedogénesis en condiciones superficiales.

Con base en el concepto de inercia edafogenética (Bryan y Teakle, 1949), se interpretan los rasgos de los paleosuelos y se infieren las condiciones ambientales bajo las cuales se formaron y se sustenta el objetivo específico de trabajo, el cual trata de reconstruir la edafogénesis de dichos paleosuelos. Al respecto, Flórez et al. (2013), en las capas rojas reconocieron dos secuencias de paleosuelos que llamaron: Superior e Inferior. La Superior con un espesor de 16.15 m, y la Inferior, con 14.5 m, ambas con tres fragmentos de paleosuelos pardo rojizo y pardo rojizo oscuro, siendo el inferior mucho más intenso el color. Flórez et al. (2018), documentan algunos procesos pedogénicos como iluviación, lessivaje, mineralización de la materia orgánica, solodización, rubefacción, fersialitización, carbonatación, adensamiento y erosión hídrica. Proponen la liberación de hierro desde los minerales primarios y su difusión dentro de la matriz del material geológico con su posterior oxidación, como el mecanismo responsable del color dominante tanto de las capas rojas como de los paleosuelos del desierto de La Tatacoa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El desierto de La Tatacoa se localiza en el Valle Alto del Magdalena, departamento del Huila (3°13'N y 75°10'O), zona rural de los municipios de Baraya y Villavieja. La región está vegetada por ecosistemas secos, excepto en los bosques de galería donde persisten algunas especies no tolerantes a la sequía (USCO, 2006). El desierto tiene una extensión de 330 km^2, pertenece a las zonas de vida de bosque seco tropical (bs-T) y bosque muy seco tropical (bms-T), las cuales corresponden a las provincias de humedad denominadas subhúmeda y semiárida, respectivamente.

Trabajo de campo. Se revisó la estratigrafía del sitio con base en el trabajo de Parra, 2018, y la presencia de paleosuelos o fragmentos de ellos; se describieron y clasificaron (SSS, 2014). Se muestrearon para su descripción detallada, análisis de laboratorio y micromorfología. Se tomaron fotografías, anotaciones y los respectivos diagramas estratigráficos.

Propiedades evaluadas en laboratorio. Las muestras de suelo y de las capas líticas colectadas se llevaron a los laboratorios de la UdeA: GAIA, Catálisis y Absorbentes, Microscopia SEM, para los respectivos análisis fisicoquímicos, de arcillas y microscopia electrónica. En el IGAC, se realizaron las secciones delgadas. Las muestras recolectadas se trataron para obtener: pH; bases intercambiables (Ca, Mg, K y Na) y capacidad de intercambio catiónico (CIC), (cuantificación por absorción atómica). La materia orgánica (MO) se determinó por oxidación con dicromato de potasio y ácido sulfúrico. Se calculó la CICe; el contenido de Fe, Mn, Cu y Zn, y el fósforo disponible (P), (métodos ampliados en Flórez et al., 2013, 2018). Se realizó la caracterización mineralógica de las capas líticas y de los paleosuelos por microscopia óptica, de barrido y rayos X. Se calcularon los índices:





Pedológico de Parker (1970), (WIP); relación limo-arcilla (L/Ar), Índice de la materia Orgánica (IMO) y, el Índice de la relación hierro extraído por oxalato/ditionito, (Feo/Fed). Los suelos y paleosuelos se clasificaron de acuerdo con la Soil Survey Staff, SSS (2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este articulo solo hace referencia a la litoestratigrafía informal del Neógeno en el área de La Tatacoa descrita por Parra (2018), incluyendo lo referido por Henao y Fields (1949), Henao (1956) y, Guerrero (1993). Este autor indica que en el desierto afloran un conjunto de formaciones que cubren gran parte del Neógeno, incluyendo aquellas del límite con el Oligoceno (Formación Espinaloza), las del Mioceno inferior (Grupo Arenosa), las del Mioceno superior (Grupo La Venta) y culmina con el vulcanismo (formaciones Neiva y Gigante), pero el tiempo que cubren las discordancias que separan estas unidades debe ser determinado para asignar cada formación al piso respectivo del Mioceno. Los estilos estructurales diferenciales de las distintas unidades y las discordancias indican claramente que los eventos evolutivos de La Cuenca de Neiva durante el Neógeno son más complejos e interesantes de lo escrito hasta el momento.

Varios autores han trabajado con detalle la Formación Villavieja (La Venta), por su riqueza fosilífera, litología, estructuras y paleosuelos. Como contraposición, La Formación La Borrega (en el Grupo La Arenosa), ha sido poco explorada o erróneamente incluida dentro de La Venta, porque también tiene paquetes de sedimentos rojos posiblemente de edad cercana a 15 Ma, para Foster et al. (2012), las oscilaciones climáticas del Mioceno Medio (MMCO – MMCT – Mi3b) ocurrieron entre 17-11.6 Ma, de tal modo que, al menos, parte de estas oscilaciones climáticas podrían estar registradas en La Arenosa.

En la Formación Villavieja, Flórez et al. (2013) encontraron en las "capas rojas" y en las Arenas Ferruginosas de Fields (1959), hasta siete fragmentos de paleosuelos, localizados dentro de dos secuencias sedimentarias, una superior con cuatro paleosuelos y una inferior con tres, en ambos casos formados en el Mioceno, bajo climas desde contrastados en humedad, hasta áridos y en paleorelieves colinados de baja altitud. Estos paisajes terrestres y sus suelos portadores de biomas secos debieron coexistir con planicies aluviales pobladas por biomas boscosos dependientes en gran medida de la mayor humedad del sedimento y de los aportes de agua de desborde de grandes ríos.

La Secuencia Superior tiene un espesor de 16.15 m y está constituida por cuatro fragmentos de paleosuelos identificados, desde el techo hacia la base, 3Btnss, 5Btn1 - 5Btn2 y 7Btn. El 3Btnss, el más complejo, presenta diferencias en el material parental con el paleosuelo anterior y mayor contenido de materia orgánica, y sus características hacen suponer que durante su formación se presentaron condiciones estacionales y variables de clima que generaron varias pedogénesis sobre el mismo material. Estos paleosuelos se han clasificado como Ustic Torripsamment, Sodic Haplotorrert el 3Btnss, Typic Natrargid el 5Btn y como Vertic Natrargid el 7Btn.

La Secuencia Inferior tiene un espesor de 14,5 m e incluye tres fragmentos de paleosuelos identificados, desde el techo hacia la base, como 10Bt, 12Btss y 14Bt. La característica más sobresaliente de estos paleosuelos es la coloración roja marcada por los colores pardo rojizo y pardo rojizo oscuro, mucho más intensa que la que presentan los paleosuelos de la Secuencia Superior. Estos suelos se han clasificado como Typic Paleustalf el 10Bt, Typic Haplotorrert el 12Btss y Torrertic Haplustalf el 14Bt.

En la Unidad Arenas Ferruginosas se pueden reconocer tres fragmentos de paleosuelos que subyacen bajo una discordancia erosiva, un 3Btn, un 3Btknss1 y un 3Btknss2, los tres con una coloración roja marcada por colores entre el pardo rojizo y el pardo rojizo oscuro, la textura arcillosa con estructura en bloques angulares, la presencia de frecuentes manchas de óxidos de hierro y argílanes comunes continuos, así como de espejos de falla bien definidos y grietas verticales, clasificados como Sodic Haplotorrerts.

En el Grupo La Arenosa (contemporánea, al menos parcialmente, con MMCO–MMCT–Mi3b), se subraya la Formación La Borrega. En todo el grupo la sedimentación producida por enormes ríos caudalosos que dejaron depósitos arenosos y limosos grises. Dentro de la Formación La Borrega, ocurren cuatro paquetes colorados duros y meteorizados, que podrían ser coetáneos con el MMCO, mientras que en los limos y arenas que los separan, se encontraron cinco segmentos de paleosuelos, clasificados como Lithic Haplusterts, formados bajo un clima estacional, contrastado, inviernos fríos y extremadamente húmedos, bajo un régimen ústico. El color rojo de los paquetes colorados se produjo por la condición particular de mal drenaje (saturación prolongada o estacional, los abundantes moteos indican una condición exagerada de agua).

Tanto el Grupo La Venta como La Arenosa, tienen capas rojas altamente meteorizadas enriquecidas en carbonatos, sales, hierro y aluminio, sin presentar evidencias de pedogénesis. Dicho color rojo es debido a la liberación de hierro de los minerales primarios, por meteorización y/o pedogénesis, su difusión dentro de la matriz del suelo y posterior oxidación se propone como el mecanismo responsable del color dominante en las capas rojas del desierto de La Tatacoa.

CONCLUSIONES

De todos los conjuntos sedimentarios miocénicos del Valle Superior del Magdalena, solo se han estudiado paleosuelos en los Grupos La Venta y La Arenosa. En La Venta, sobresale la Formación Villavieja por su riqueza fosilífera, litología, estructuras y los paleosuelos. La sedimentación fue producida por ríos aluviales y fluviales que dejaron enormes depósitos arenosos, limosos y gravillosos. Los paleosuelos clasificados como Sodic Haplotorrerts, se formaron bajo un clima estacionalmente muy contrastado con inviernos fríos y húmedos y veranos muy cálidos y más secos, bajo un régimen tórrido. La rubefacción produjo el color rojo en todas las capas líticas. En La Arenosa, se subraya la Formación La Borrega; su sedimentación la produjo enormes ríos caudalosos que dejaron depósitos arenosos y limosos grises. Dentro de la Formación La Borrega, ocurren cuatro paquetes colorados duros y meteorizados, que podrían ser coetáneos con el MMCO, mientras que en los limos y arenas que los separan, se encontraron cinco segmentos de paleosuelos, clasificados como Lithic

Haplusterts, formados bajo un clima estacional, contrastado, inviernos fríos y extremadamente húmedos, bajo un régimen ústico. El color rojo se produjo por mal drenaje (saturación prolongada o estacional, los abundantes moteos indican una condición exagerada de agua). Tanto el Grupo La Venta como La Arenosa, tienen capas rojas altamente meteorizadas enriquecidas en carbonatos, sales, hierro y aluminio sin evidencias de pedogénesis.

AGRADECIMIENTOS

A los Ingenieros Daniel Jaramillo, José M. Jaramillo, Alexis Jaramillo y Pablo Flórez, por su apoyo permanente en campo, laboratorio y por su Coautoría en los artículos que respaldan esta sinopsis. A la Universidad de Antioquia, Fac. de Ingeniería, Grupo GAIA y a la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Fac. de Ciencias.

BIBLIOGRAFÍA

Bryan, W.H., Teakle, L. J. H., (1949). Pedogenic inertia - a concept in soil science. Nature 164, 969.

Flórez, M.T., et al. (2013). Paleosuelos del Mioceno en el desierto de la Tatacoa. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 37 (143): 229-244.

Flórez, M.T., et al. (2018a). Evidencias macromorfológicas y micromorfológicas de paleosuelos en el desierto de La Tatacoa y su variación sincrónica. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 42 (165): 422-438.

Flórez, M.T., et al. (2018b). Rocas-Paleosuelos-Arqueología, desierto de La Tatacoa, Huila Colombia. Ed. Académica Española. ISBN: 978-620-2-16275-3. 177p.

Flynn, J., Guerrero, J., and Swisher, C. (1997). Geochronology of the Honda group, in Vertebrate Paleontology in the Neotropics: the Miocene fauna of La Venta, Colombia. Editors R. Kay, C. Madden, R. L. Cifelli, and J. Flynn (Washington, DC: Smithsonian Institution Press), 44–60.

Guerrero J. (1994). Stratigraphy, sedimentary environments, and the Miocene Uplift of the Colombian Andes. Pp: 15-43 en: R.F. Kay, R.H. Madden, R.L. Cifelli, J.J. Flynn (eds.), Vertebrate Paleontology in the Neotropics: the vertebrate fauna of La Venta, Colombia. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA.

Foster et al. (2012). The evolution of pCO2, ice volume and climate durint the middle Miocene. Earth Planet Sci Lett 341-344:243-254.

Henao, D. (1950). Geology of La Venta District: The fossiliferous area of the Upper Magdalena Valley. Informe No. 718, Ministerio de Minas y Petróleos, Sección 5a, Servicio Geológico Nacional, Bogotá, Colombia. 49 p.

Parra, L.N. (2018). Rocas-Paleosuelos-Arqueología, desierto de La Tatacoa, Huila Colombia. Ed. Academica Española. ISBN: 978-620-2-16275-3. Pág. 19-52.

Parker, A. (1970). An index of weathering for silicate rocks. Geological Magazine. 107: 501-504.

Soil Survey Staff (SSS). (2014). Keys to Soil Taxonomy. Eleventh Edition. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Washington, D.C. 338 p.

Universidad Surcolombiana (USCO). (2006). Convenio Interadministrativo No 1071-200 de 2005, Gobernación del Huila-CAM-USCO.





EVALUACIÓN DE RETENCIÓN DE METALES PESADOS (Cd^{2+}, Cu^{2+} Y Pb^{2+}) EN SUELOS Y BIOSÓLIDOS UTILIZANDO TÉCNICAS ELECTROQUÍMICAS

José Manuel Flores-Álvarez[1]; Kayim Pineda-Urbina[1]; Zeferino Gómez-Sandoval[1].

[1] Universidad de Colima, Facultad de Ciencias Químicas, Carr. Colima-Coquimatlán, km. 9, C. P. 28400 Coquimatlán, Colima, México. josemanuel@ucol.mx

RESUMEN

La contaminación del medio ambiente por metales pesados es un problema serio a nivel mundial. Por tal razón, es necesario un monitoreo constante de estos, que sea rápido, sencillo y confiable, con el fin de disminuir el riesgo que representan para la humanidad y los ecosistemas en general. Para tal fin, en este estudio se evaluaron y compararon las propiedades de retención de iones Cd(II), Cu(II) y Pb(II) empleando electrodos de pasta de carbón (CPE) modificados con un biosólido, dos suelos y la mezcla de los suelos con el biosólido. Los resultados mostraron que los CPE empleados adquieren las propiedades de la muestra que se les agrega, asimismo, la adsorción de metales siguió el mismo orden que la cantidad de materia orgánica (MO) contenida en las muestras: biosólido (49.08%) > AC+biosólido (27.48%) > AC (14.79%) > CA+biosólido (19.32%) > CA (1.21%). Por otro lado, la estabilidad de los complejos formados entre los metales pesados y la materia orgánica varía dependiendo del pH y el tipo de muestra, siendo el rango de pH entre 2 y 5 donde se obtuvo mayor adsorción. Estos resultados demostraron que los CPEs pueden actuar como sensores adecuados para el estudio de la interacción y monitoreo de metales pesados en suelos y sedimentos.

PALABRAS CLAVE: *Electrodos de pasta de carbón; voltametría de redisolución anódica; CPE.*

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados se han convertido en un problema de salud y ambiental a nivel mundial debido al rápido crecimiento poblacional, con la consecuente industrialización, urbanización, uso de suelos, etc. (Afonne & Ifediba, 2020). Debido a esto, es necesario emprender acciones que mitiguen y/o eliminen por completo los daños que dichos contaminantes puedan causar. La detección temprana de metales pesados en suelos es una forma de disminuir su peligrosidad, ya que es el primer paso para poder remediar zonas contaminadas con estos elementos, además, conocer la interacción de metales pesados con distintos tipos de suelo ayuda comprender su comportamiento lo que conlleva a idear eficientes formas de remediación. Existen técnicas ampliamente utilizadas para la detección y estudio del comportamiento de metales pesados con suelos; como las extracciones secuenciales (Tessier et al., 1979). Desafortunadamente, este tipo de técnicas conllevan una serie de pasos y preparaciones previas de las muestras que requieren un gran consumo de tiempo y reactivos químicos. Por lo anterior, las técnicas electroquímicas, como el empleo

de electrodos de pasta de carbón (CPE por sus siglas en inglés) y voltametría de redisolución anódica se presentan como una nueva aproximación en estudios de interacciones de suelos y sedimentos, ya que estos sencillos electrodos ofrecen una oportunidad de incorporar directamente a la pasta de carbón un modificante, como los suelos y, de acuerdo con estudios previos, sobre los electrodos se puede llevar a cabo efectivamente una simulación de las condiciones ambientales en la fase sólida del suelo si no se aplica ningún potencial sobre el electrodo cuando los iones metálicos son acumulados desde la solución hasta la superficie del electrodo de pasta de carbón(Grabec et al., 1998). Por todo lo anterior, en este trabajo se utilizarán electrodos de pasta de carbón modificados con muestras de suelos y biosólidos con el fin de estudiar la interacción de metales pesados, como Cd, Cu y Pb en distintas condiciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se utilizaron un biosólido, dos tipos de suelos con textura areno francoso (AC) y franco arenoso (CA), y una mezcla del biosólido con ambos suelos (CA+Biosóllido y AC+Biosólido), resultando un total de 5 muestras. La mezcla del biosólido con los suelos se hizo en una proporción equivalente a la aplicación de 150 Mg/Ha de biosólido. Los CPEs empleados en los análisis electroquímicos, se prepararon de acuerdo con (Flores-Álvarez et al., 2021), donde se mezclaron 0.2 g de polvo de grafito, 150 µL de aceite de parafina y 0.02 g de la muestra. Los electrodos que contenían muestra fueron llamados CPE modificados (MCPE o CPE-Biosólido, CPE-AC, CPE-CA, etc.), mientras que el CPE que no contenía muestra se nombró CPE-Blanco. Para la detección de metales pesados (Me: Cd, Cu y Pb) se empleó la voltametría lineal adsortiva de redisolución anódica en un electrolito buffer Britton-Robinson (B-R) pH 5 + 0.1 mol/L KNO_3 y aplicando un pulso de potencial de -0.7 V para Cu y -1 V para Cd, durante 20 s y, posteriormente, se realiza una voltamperometría lineal desde un potencial de -0.85 V a 0.5 V a una velocidad de barrido de 100 mV/s.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El voltamograma obtenido con el CPE-Biosólido en una solución sin metales (figura 1, CPE-NO METAL), no muestra ningún pico de oxidación, lo que indica que el biosólido no contiene elementos o compuestos electroactivos que pudieran oxidarse e interferir en el estudio de los metales utilizados en este trabajo. Así mismo, al emplear el CPE-Blanco en soluciones que contenían metales (CPE-Cd, Cu y Pb) tampoco se detectan picos de corriente, indicando que el tiempo de adsorción y la concentración de los metales adsorbidos sobre el grafito no es lo suficientemente grande para detectarlos en la escala presentada en el gráfico. Por otro lado, al emplear el CPE-Biosólido en soluciones con metales, pueden observarse picos de corriente derivados de la oxidación de los metales, demostrando la potencial capacidad de adsorción de metales del biosólido y que el sensor adquiere las propiedades del modificante (Jayaprakash et al., 2017), en este caso, del biosólido.

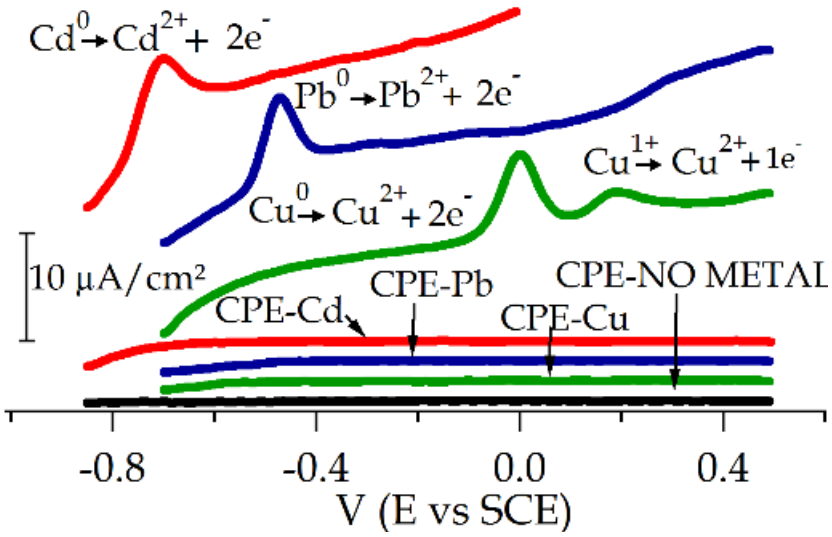


Figura 1. Voltamogramas de redisolución anódica (VRA) obtenidas con el CPE-Blanco (CPE-Cd, Cu y Pb) y CPE-biosólido. Concentración de los metales 0.64 ppm.

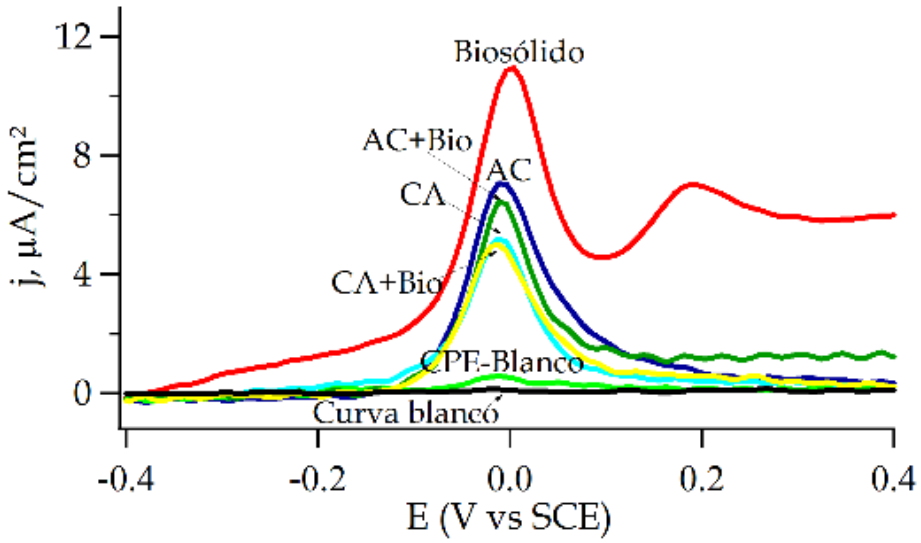


Figura 2. VRA obtenidos con los distintos CPEs modificados. Concentración de Cu^{2+}, 0.64 ppm.

En la figura 2 se muestran los VRA de cobre obtenidos con los diferentes MCPEs. La "curva blanco" (línea negra) muestra la respuesta típica del CPE modificado con biosólido sin cobre acumulado, donde se observa que los componentes del electrodo no muestran ningún pico de oxidación, descartando que los picos de densidad de corriente observados en los demás VRA, se deban a la oxidación de la materia orgánica (MO) del biosólido o cualquier componente del electrodo. Las diferentes intensidades en los picos de corriente

anódica se deben a la distinta concentración de cobre adsorbido sobre la superficie de los MCPEs. En el CPE-blanco se observa un pequeño pico con un máximo de densidad de corriente de aproximadamente 0.56 µA/cm²; al comparar este pico con los demás MCPE, se observa una diferencia considerable, comprobando que la preconcentración del cobre se lleva a cabo principalmente en los sitios activos incorporados al CPE por las muestras de suelos y biosólido (Ogorevc et al., 1995).

Tomando como base la máxima intensidad de corriente obtenida con los VRA, se graficó la figura 3. En este caso, el MCPE se puso en contacto durante determinado tiempo con una solución que contenía el metal a estudiar, para posteriormente realizar la voltametría y registrar la cantidad de metal adsorbido en las muestras. En todos los casos, se observa el mismo comportamiento en todos los casos, esto es, conforme aumenta el tiempo de inmersión de los MCPE en la solución que contiene el Me^{2+}, aumenta el valor de la densidad de corriente hasta alcanzar un valor límite, siguiendo este orden: biosólido > AC+biosólido > AC > CA+biosólido > CA. De acuerdo con Ogorevc et al., (1995), este valor límite se debe al equilibrio alcanzado entre los iones Me(II) adsorbidos al modificante y los iones Me^{2+} de la solución. Este orden coincide con el correspondiente contenido de MO de las muestras (Bisólido 49.08%, AC, 14.79%, CA, 1.21%, AC+biosólido27.48% y el CA+biosólido 19.32%). Lo que sugiere que entre mayor cantidad de MO contengan las muestras, mayor es la adsorción de Me^{2+} (Gomes et al., 2001).

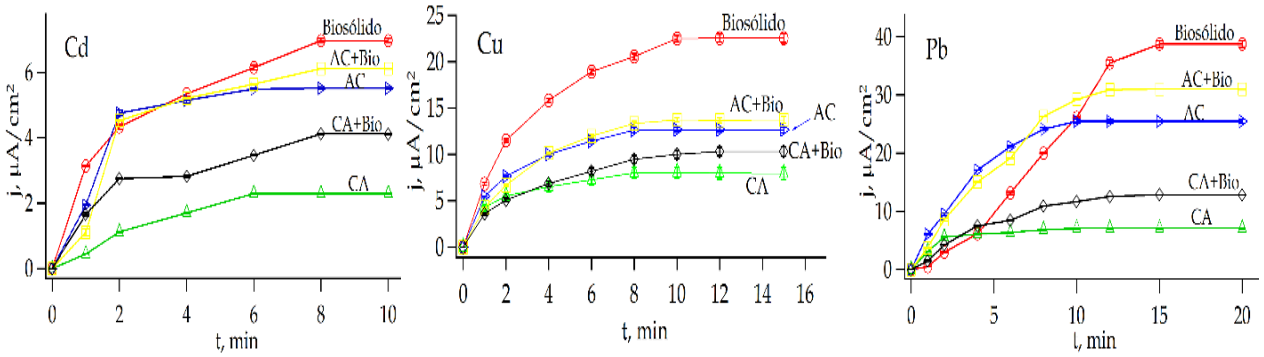


Figura 3. Dependencia de la cantidad de Me^{2+} adsorbido sobre la superficie de los distintos MCPE en función del tiempo de exposición. Concentración de los metales 0.64 ppm.

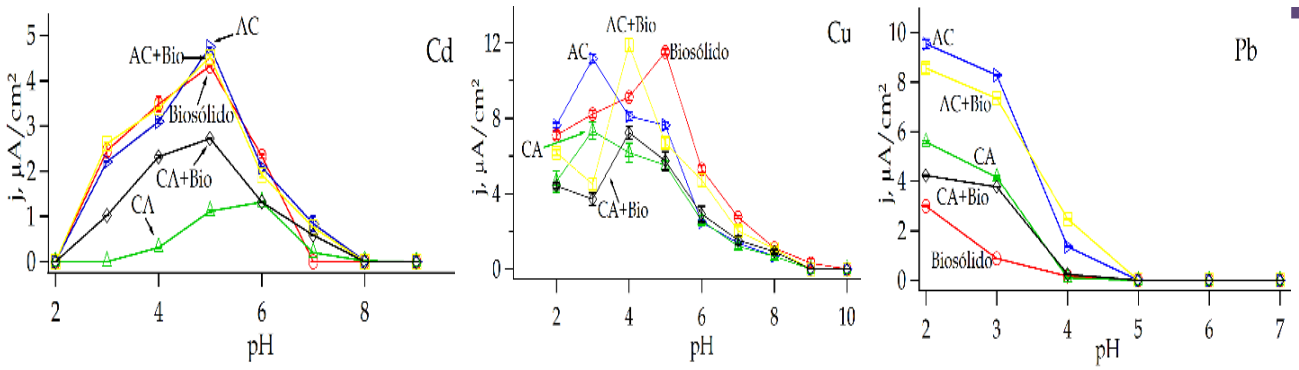


Figura 4. Efecto del cambio de pH sobre los CPE modificados. Concentración de los metales 0.64 ppm.

En la figura 4 se observa la tendencia de adsorción al modificar el pH de las soluciones que contenían los metales. En el caso, del Cu^{2+} y Cd^{2+}, en general, alcanzan un máximo de densidad de corriente, y a partir de ese máximo de densidad de corriente sigue dos tendencias: (1) a menores valores de pH de ese valor máximo de densidad de corriente, la competencia entre los iones H^+ y los iones Me^{2+} por los sitios activos aumenta (Peng et al., 2009), disminuyendo la adsorción del Me^{2+} sobre las muestras y por lo tanto disminuyendo la densidad de corriente y (2) al aumentar el valor de pH a partir del máximo de corriente, la densidad de corriente disminuye por la hidrólisis del metal, hasta que precipitan totalmente como hidróxidos o fosfatos a pH de 5, 8 y 9 para el caso de Pb^{2+}, Cd^{2+} y Cu^{2+} respectivamente. En el caso del Pb^{2+}, debido a su baja solubilidad al formar fosfatos (K_{sp} $Pb_3(PO_4) = 7.9x10^{-43}$)(Miretzky & Fernandez-Cirelli, 2008) el plomo empieza a precipitar incluso a pH ácidos, por lo que sólo sigue la tendencia número (2). De acuerdo con Grabec & Ogorevc, (2000), los diferentes máximos de densidad de corriente alcanzados por los MCPEs a distintos valores de pH, se debe a las distintas afinidades de los compuestos de los suelos y el biosólido por los iones H^+.

CONCLUSIONES

El pH fue uno de los parámetros que más impacto tuvo en la adsorción de metales, pues son varios fenómenos que intervienen, siendo la hidrólisis de los metales y la competencia entre los iones H^+ y Me^{2+} por los sitios activos de las muestras los más importantes. Asimismo, se observó que entre mayor es la cantidad de materia orgánica contenida en las nuestras, mayor es la cantidad de metales que adsorbe. Esto demuestra que los electrodos al ser modificados con las muestras adquieren las propiedades del suelo y/o biosólido agregado, lo que se convierte en una ventaja al ser una herramienta ambiental útil, ya que los suelos y sedimentos incorporados en el electrodo pueden ser estudiados sin utilizar experimentos donde se ocupan reactores batch, donde el consumo de tiempo, reactivos y el empleo de equipo costoso, como la absorción atómica, puede evitarse. Finalmente, como

trabajo de investigación futuro, con las adecuaciones necesarias, este tipo de electrodos puede convertirse en una herramienta útil y novedosa para emplearse en trabajo de campo.

BIBLIOGRAFÍA

Afonne, O. J., & Ifediba, E. C. (2020). Heavy metals risks in plant foods – need to step up precautionary measures. *Current Opinion in Toxicology*, *22*, 1–6. https://doi.org/10.1016/J.COTOX.2019.12.006

Flores-Álvarez, J. M., Cortés-Arriagada, D., Reyes-Gómez, J., Gómez-Sandoval, Z., Rojas-Montes, J. C., & Pineda-Urbina, K. (2021). 2-Mercaptobenzothiazole modified carbon paste electrode as a novel copper sensor: An electrochemical and computational study. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, *888*, 115208. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2021.115208

Gomes, P. C., Fontes, M. P. F., Silva, A. G. da, Mendonça, E. de S., & Netto, A. R. (2001). Selectivity Sequence and Competitive Adsorption of Heavy Metals by Brazilian Soils. *Soil Science Society of America Journal*, *65*, 1115–1121.

Grabec, Š. I., & Ogorevc, B. (2000). Soil-modified carbon paste electrode: a useful tool in environmental assessment of heavy metal ion binding interactions. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, *367*(8), 701–706.

Grabec Švegl, I., Kolar, M., Ogorevc, B., & Pihlar, B. (1998). Vermiculite clay mineral as an effective carbon paste electrode modifier for the preconcentration and voltammetric determination of Hg(II) and Ag(I) ions. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, *361*(4), 358–362. https://doi.org/10.1007/s002160050904

Jayaprakash, G. K., Swamy, B. E. K., Chandrashekar, B. N., & Flores-Moreno, R. (2017). Theoretical and cyclic voltammetric studies on electrocatalysis of benzethonium chloride at carbon paste electrode for detection of dopamine in presence of ascorbic acid. *Journal of Molecular Liquids*, *240*, 395–401. https://doi.org/10.1016/J.MOLLIQ.2017.05.093

Miretzky, P., & Fernandez-Cirelli, A. (2008). Phosphates for Pb immobilization in soils: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *6*(3), 121–133. https://doi.org/10.1007/s10311-007-0133-y

Ogorevc, B., Cai, X., & Grabec, I. (1995). Determination of traces of copper by anodic stripping voltammetry after its preconcentration via an ion-exchange route at carbon paste electrodes modified with vermiculite. *Analytica Chimica Acta*, *305*, 176–182.

Peng, J., Song, Y., Yuan, P., Cui, X., & Qiu, G. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, *161*, 633–640.

Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, *51*(7), 844–851. https://doi.org/10.1021/ac50043a017

IMPACTO DE LA REGULACIÓN AMBIENTAL EN LAS EMISIONES AGRÍCOLAS DE N_2O EN MÉXICO

Víctor Manuel Montoya-Jasso[1]*; Martha Elva Ramírez-Guzmán[2]; Víctor Manuel Ordaz-Chaparro[1]; Gerardo Sergio Benedicto-Valdés[1]; Enrique Ojeda-Trejo[1]; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[3]

[1]Colegio de Postgraduados. Posgrado en Edafología. Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, 56230. [2]Colegio de Postgraduados. Posgrado en Estadística. Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, 56230. [3]Universidad Autónoma de Nuevo León. Francisco I. Madero S/N, Ex Hacienda El Cañada. Ciudad General Escobedo, Nuevo León. 66050.
*Autor de correspondencia: ordaz@colpos.mx

RESUMEN

La agricultura es una fuente importante de emisiones de gases de efecto invernadero, principalmente a través de la fertilización nitrogenada que emite un importante gas: óxido nitroso (N_2O), el cual representa 50.4% de las emisiones del sector. El objetivo del presente estudio fue analizar el impacto de las regulaciones ambientales en las emisiones de N_2O procedentes de las tierras agrícolas de México. El método seguido para el análisis del efecto e impacto fue el propuesto para los modelos autorregresivos integrados de media móvil, se probó un análisis de intervención de la serie de emisiones anuales de N_2O. Se aplicó un modelo ARIMA (1,1,0) para el análisis de la variable, encontrando una tendencia determinista de 756.83 mil toneladas métricas (MTM) anualmente. El modelo de intervención arrojó cuatro outliers identificados como los años (1997 al 2000) de mayor influencia para definir las emisiones de N_2O posteriores al año 2000, mismos que concuerdan con la inclusión de México en tratados ambientales de carácter nacional e internacional. Se concluyó que la aplicación de las normativas de los tratados ambientales en México ha ocasionado un decremento significativo de las emisiones de N_2O provenientes de la agricultura después del año 2000.

PALABRAS CLAVE: *análisis de intervención; fertilizantes sintéticos; series de tiempo*

INTRODUCCIÓN

La importancia de los fertilizantes reside en su uso como uno de los principales insumos agrícolas para potencializar la productividad (Davidson, 2009). La agricultura y la ganadería mexicanas contribuyen con 12.3% al total de emisiones de gases de efecto invernadero del país, principalmente a través de la fertilización nitrogenada que emite un importante gas de efecto invernadero (GEI): el N_2O, el cual aporta 50.4% de todas las emisiones del sector (González y Camacho, 2017). A nivel mundial el uso de fertilizantes nitrogenados en la agricultura ha crecido muy rápidamente, por lo que se prevé que las emisiones correspondientes aumentarán 50% para el año 2030 (González y Camacho, 2017). El uso de series de tiempo nos ayuda a conocer el comportamiento de los datos del consumo de fertilizantes y las emisiones de N_2O a través del tiempo. Los modelos ARIMA tienen un

enfoque netamente predictivo y en ellos los pronósticos se elaboran sólo con base al comportamiento pasado de una variable de interés (Wei, 1990). Existen los modelos ARIMA con variables de intervención, en los cuales las series son afectadas por fenómenos externos, tales como cambios tecnológicos, cambios en la legislación, cambios metodológicos en la medición de las estadísticas, etc. Estos fenómenos son llamados intervenciones ya que interfieren en el comportamiento original de la serie (Ríos, 2008), estos modelos son muy utilizados en todos los campos científicos para evaluar respuestas dinámicas (García-Ferrer y Bujosa, 2000). El objetivo del presente estudio fue analizar el impacto de las regulaciones ambientales en las emisiones de N_2O procedentes de las tierras agrícolas de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó el software RStudio versión 4.0 para la estimación del modelo ARIMA y de intervención. Los datos de emisiones de N_2O se obtuvieron de la base de datos anuales (1985 a 2018) del Banco Mundial (2021), para el caso de México. Los datos fueron sometidos a la prueba de normalidad de Jarque-Bera (1980), así como a la detección de raíz unitaria (Dickey y Fuller, 1979) y su posible estacionariedad **(**Kwiatkowski-Phillips-Schmidt-Shin, 1992) (KPSS). Una vez identificado el mejor modelo, se realizaron diagnósticos a los residuales para confirmar su confiabilidad y realizar la estimación del modelo de intervención. Del modelo de intervención se detectaron e identificaron los outliers, posteriormente, se realizó una investigación de impactos de los outliers para explicar los cambios detectados en la variable.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Supuestos estadísticos

Al efectuar las pruebas estadísticas para validar el uso de los datos, se comprobó: la normalidad de los mismos bajo la prueba de Jarque-Bera. Producto de la prueba de Dickey y Fuller se rechazó la hipótesis nula, lo que indicó la existencia de raíz unitaria por lo cual se realizó una diferenciación a la serie de tiempo, una vez aplicada no se obtuvo evidencia de raíz unitaria. Al realizar una prueba de KPSS, la serie temporal obtuvo un p-value=0.1, no se rechazó la hipótesis nula indicando que la serie era estacionaria. Comprobados los supuestos se procedió a determinar los modelos ARIMA.

Ajuste del modelo ARIMA

Los modelos ARIMA obtenidos para la variable de emisiones de N_2O se muestran en el Cuadro 1. Dado que el criterio de selección para el modelo más apropiado es basándose en el menor coeficiente del coeficiente de información Bayesiano (BIC) (Montes *et al*., 2016), se seleccionó el modelo ARIMA (1,1,0).

Cuadro 1. Modelos ARIMA para la variable de emisiones agrícolas de N_2O en México.

Variable	ARIMA (p,d,q)	BIC
Emisiones de N_2O	(1,1,1)	952.39
	(1,1,0)	948.94
	(1,0,0)	957.04

El análisis de residuales del modelo comprobó que la serie es estacionaria y no fueron mayores a los intervalos de confianza de la función de autocorrelación, además el modelo detectó cuatro outliers (Cuadro 2), presentó ruido blanco, media similar a cero, varianza constante y no se observó relación serial.

Cuadro 2. Outliers y factor de impacto de la serie diferenciada de emisiones de N_2O en México.

Outlier	Tipo	ξ_{yt}	Año	Factor de impacto	Fuente
r33	TC	1	1997	Firma, a finales de 1996, de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y Desarrollo por 172 países, donde se mencionan planes de acción mundial para promover el desarrollo sostenible, combate de la desertificación, promover la protección de la atmósfera al reducir las emisiones de GEI provenientes de la agricultura y la industria.	ONU, 1997
r34	AO	2	1998	Precisión de las acciones políticas y medidas cautelares para la creación del Protocolo de Kyoto de la ONU donde se establece la reducción de los GEI en un 5% con respecto a 1990.	CESOP, 2006
r35	LS	3	1999	México y Alemania crean el Proyecto de Protección del Medio Ambiente y la Competitividad Industrial para reducir el deterioro del medio ambiente nocivo para la salud y fomentar los ingresos de la pequeña y mediana industria.	SRE, 2003
r36	LS	4	2000	La ONU establece el Protocolo de Cartagena sobre la Diversidad y Seguridad Biológica que hace mención a las acciones en materia de la manipulación, uso y transferencia de organismos vivos y su entorno con la finalidad de mejora en la relación humano-fauna-flora-ambiente.	Pereiro, 2001

Donde: TC: cambio transitorio, AO: retroceso aditivo y LS: cambio de nivel.

Análisis de intervención

El análisis detallado de la influencia de cada outlier, debido a su asignación, efectúa las siguientes intervenciones:

$$\xi_{1t} = \{1\ si\ t = 1\ de\ enero\ de\ 1997;\ 0\ si\ t \neq 1\ de\ enero\ de\ 1997\}$$
$$\xi_{2t} = \{0\ si\ t < 1\ de\ enero\ de\ 1998;\ 0\ si\ t \geq 1\ de\ enero\ de\ 1998\ \}$$

$$\xi_{3t} = \{0\ si\ t < 1\ de\ enero\ de\ 1999;\ 0\ si\ t \geq 1\ de\ enero\ de\ 1999\ \}$$
$$\xi_{4t} = \{0\ si\ t < 1\ de\ enero\ de\ 2000;\ 0\ si\ t \geq 1\ de\ enero\ de\ 2000\ \}$$

El análisis de la variable de emisiones agrícolas de N_2O (y_t) identificó el modelo $\Delta y_t = a_t$, este modelo pasó las pruebas de verificación y se ajustó al modelo de intervención:

$$y_t = y_t - 1 + (756.83 + 1015.10\xi_{1t} - 2092.80\xi_{2t} - 7065.20\xi_{3t} + 5695.0\xi_{4t}) + a_t; a_t \sim N(0,2714747)$$

Lo anterior significa que las emisiones de N_2O dependen estrictamente del año posterior ($y_t - 1$), sumando la tendencia determinista de 756.83 MTM anuales. En el año 1997, se encontró un cambio transitorio positivo de 1015.10 MTM anuales, en el año 1998 se presentó un retroceso aditivo negativo de 2092.80 MTM. Se resalta el efecto de cambio de nivel negativo del año 1999 que se reflejó en la reducción de las emisiones de N_2O en 7065.20 MTM, sin embargo, en el año 2000 se encontró un drástico cambio de nivel que resultó en el incremento de 5695.0 MTM.

En la Figura 1 se puede observar que, a partir del año 2000, las emisiones de N_2O derivadas de la agricultura en México han sido menores, y presentaron una varianza menor, respecto a años anteriores a 1997 por impacto de la ejecución de las normativas ambientales e industriales a las que México se encuentra afiliado.



Figura 1. Residuales de regresión con errores del modelo ARIMA (1,1,0) para la variable de emisiones agrícolas de N_2O en México.

CONCLUSIONES

El uso de fertilizantes nitrogenados en la agricultura mexicana es ineficiente, esto ha ocasionado que las emisiones de N_2O sean mayores cada año. La aplicación de las normativas de los tratados ambientales en México ha ocasionado un decremento significativo de las emisiones de N_2O provenientes de la agricultura después del año 2000.

BIBLIOGRAFÍA

Banco Mundial. 2021. Emisiones de óxido nitroso (miles de toneladas métricas)-México. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura.

Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública. 2006. Contexto internacional en Medio Ambiente. Cámara de Diputados. México.

Davidson, E. A. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. Nature Geoscience 2:659-662.

Dickey D. A. and Fuller W. A. 1979. Distribution of the estimators for autoregressive time series with a unit root. J. Am. Statist. Assoc. 74(366): 427-431.

García-Ferrer, A. y Bujosa, M. 2000. Forecasting OCDE turning points using unobserved components models with business survery data. International Journal of Forecasting, 16(2), pp. 207-227.

González E. A. y Camacho A. M. 2017. Emisión de gases de efecto invernadero de la fertilización nitrogenada en México. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, Vol. 8, Núm. 8. p. 1,733-1,745.

Jarque C. M. and Bera A. K. 1980. Efficient test for normality, homocedasticity and serial independence of regression residuals. Economics Letters, 6, 255-259.

Kwiatkowski D., Phillips P. C. B., Schmidt P. and Shin Y. 1992. Testing the null hypothesis of stationarity sgainst the alternative of a unit-root. Journal of Econometrics 54, 159-178.

Montes P. E. G., Calvete G. F. E. y Mantilla D. C. A. 2016. Aplicación de series de tiempo en la realización de pronósticos de producción. Revista Fuentes: El Reventón Energético. Vol. 14, N° 1. pp. 79-88.

Organización de las Naciones Unidas. 1997. Cumbre para la Tierra +5. Departamento de Coordinación de Políticas y de Desarrollo Sostenible. Departamento de Información Pública de las Naciones Unidas. Nueva York, N.Y.

Pereiro M. D. 2001. Daño ambiental en el medio ambiente urbano. Un fenómeno económico en el siglo XXI. Fondo Editorial de Derecho y Economía. Argentina. pp. 25-28.

R Core Team-RStudio 4.0. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Ríos G. 2008. Series de tiempo. Tópicos de minería de datos. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas.

Secretaría de Relaciones Internacionales. 2003. Guía de tratados promulgados y otros instrumentos internacionales vigentes suscritos por México. Secretaria de Gobernación. México.

Wei, W.W.S. 1990. Time Series Analysis: Univariate and Multivariate Methods, Redwood City, Addison Wesley.

REHABILITACIÓN DE SUELOS SÓDICOS APLICANDO BIOMASA MICROALGAL

Ileana Castro-González[1]; María de la Luz Xochilt Negrete-Rodríguez[1]; Héctor Iván Bedolla-Rivera[1]; Maria Evelyn Alvarez-Guerrero[1]; Francisco Paúl Gámez-Vázquez[2]; Eloy Conde-Barajas[1]

[1] Tecnológico Nacional de México/IT en Celaya. Av. Tecnológico y Av. A. García Cubas 600, Celaya, CP 38010, Guanajuato, México. eloy.conde@itcelaya.edu.mx
[2] INIFAP. Carretera Celaya San Miguel de Allende, Km 6.5, Celaya, CP 38010, Guanajuato, México.

RESUMEN

En México, los suelos con problemas de sodicidad terminan siendo abandonados debido a que tienen poca materia orgánica (MO), concentraciones bajas de nitrógeno (N) y carbono (C), mala estructura y son propensos a sufrir erosiones (hídrica y eólica). Para recuperar los suelos sódicos, se realizan lavados y se aplican sales de calcio, procesos pocos rentables. Por tal motivo, como una solución biotecnológica para su recuperación, se propuso realizar una evaluación del efecto a corto plazo de la adición de biomasa microalgal seca en suelos sódicos del Bajío del Estado de Guanajuato, para obtener una mineralización de sus fuentes de C y N. Para lograrlo, se partió de un de un consorcio microalgal, que fue secado y pulverizado. Se aplicaron 4 concentraciones distintas de biomasa microalgal seca (enmienda orgánica) a los suelos sódicos, obteniendo dinámicas de mineralización de C y N, observándose un aumento significativo de N mineralizado y una actividad microbiana alta reflejado en la evolución de la emisión de CO_2. La biomasa microalgal seca adicionada, en general resultó ser una enmienda orgánica con propiedades fisicoquímicas que pueden mejorar la mineralización y liberación de fuentes de C y N a los suelos con problemática de sodicidad.

PALABRAS CLAVE: *carbono, dinámica de mineralización, enmienda orgánica, nitrógeno.*

INTRODUCCIÓN

Por naturaleza, los suelos contienen sales que participan en el ciclado de minerales, aun así, cuando por diversos factores estas sales aumentan su concentración, ocasionan problemas sobre sus propiedades estructurales, su calidad ecológica y ambiental, así como la producción agrícola (Romano-Armada, *et al.*, 2020). México es un país con gran actividad agrícola, su corredor industrial más importante se encuentra en la región del Bajío, perteneciente al Estado de Guanajuato, en el cual lamentablemente existe una problemática de sodicidad y deterioro debido al uso excesivo de fertilizantes, agua no adecuada para riego, gestión inadecuada y falta de rotación en los cultivos (Bedolla-Rivera *et al.*, 2020). Una estrategia amigable con el medio ambiente para remediar suelos sódicos es la biorremediación, la cual consiste en aplicar un organismo o parte de un organismo, con la finalidad de modificar las condiciones adversas del medio en que se aplican. Dentro de estos

procesos destaca la utilización de biomasa microalgal seca como enmienda orgánica en suelos sódicos, ayudando a estabilizar su estructura y aportando nutrientes que aumentan la población de microorganismos benéficos (Chatterjee *et al*., 2017). Mencionado lo anterior, en la presente investigación se establece que existe concordancia entre la tasa de adición de biomasa microalgal seca y el aumento en la tasa de liberación tanto de N mineralizado ($N\text{-}NH_4^+$ + $N\text{-}NO_3^-$) y C mineralizado de la MO (producción y acumulación del CO_2) a corto plazo, y se evaluaron los efectos en una dinámica de mineralización a corto plazo (horas).

MATERIALES Y MÉTODOS

Biomasa microalgal: Un consorcio microalgal fue sometido a proceso de adaptación en cultivo específico durante 30 días (Bold´s Basal Medium, pH 7.0, 25 °C, aireación constante y fotoperiodo 16/8 h) y posteriormente se procedió a la producción de biomasa en fotobiorreactores con capacidad de 5 L (40% Bold´s Basal Medium, 60% Dairy WasteWater, 240 h, pH 7.0, 25 °C, aireación constante y fotoperiodo 16/8 h). La biomasa obtenida de los fotobiorreactores fue secada, pulverizada y caracterizada para su posterior aplicación.

Dinámicas de mineralización de C y N en suelos sódicos: Se estableció un periodo de 360 h, aplicando diferentes cantidades de biomasa microalgal seca en 50 g suelo sódico: T0= 0 g biomasa microalgal seca, T1= 0.5 g biomasa microalgal seca, T2= 1 g biomasa microalgal seca, T3= 2 g biomasa microalgal seca, y T4= 3 g biomasa microalgal seca. En las horas: 0, 72, 168 y 360 se realizaron las determinaciones de CO_2, recolectado con NaOH 1.0 M y cuantificado mediante titulación con HCl 1.0 N, y el N mineralizado ($N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$) siguiendo la metodología de Alef y Nannipieri (1995); mientras que al inicio del experimento se determinaron el NT (Nitrógeno Total) aplicando metodología de micro Kjeldahl (Bremner, 1996), y COT (Carbono Orgánico Total) mediante la metodología de Walkley y Black, (1934).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización de la biomasa microalgal seca obtenida de lo fotobiorreactores se muestra en el cuadro 1, resaltando NT de 8.3 %, COT de 50.6 % y la relación C/N de 6.1, indicadores importantes para el mejoramiento de suelos. Estos porcentajes resultaron mayores que los reportados para *Nannochloropsis sp.* con NT= 7.38 %, COT=48.41 % (Ebadi y Hisoriev, 2019); y para *Stigonematales sp*. con NT= 7.43 %, COT=41.28 % (Hossain *et al.*, 2019).

Los resultados de la dinámica de mineralización se muestran en la figura 1. Con respecto a la liberación del CO_2 (**a**) se obtuvo un valor máximo de 240 mg/kg, mientras que los valores de N mineralizado (**b**) se presentaron en el rango de 44.65 a 1,073.38 mg/kg de suelo seco. En ambos casos, sus gráficas muestran una relación entre el aumento de las concentraciones con el aumento en la dosis de la aplicación de biomasa microalgal.

Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica de biomasa microalgal

Indicador	Resultados
Humedad	5.85 %
Cenizas	12.70 %
MO	87.30 %
COT	50.60 %
NT	8.30 %
Relación C/N	6.10
$N\text{-}NO_3^-$	198.00 mg/L
$N\text{-}NH_4^+$	2506.00 mg/L

El incremento de CO_2 es explicado mediante una estimulación de la actividad microbiana al aplicar enmiendas orgánicas como fuentes de C y N en suelos (Pires 2017, Medina-Herrera *et al.*, 2020), así mismo los valores del nitrógeno mineralizado corresponden a la baja relación C/N de la enmienda orgánica, promoviendo la mineralización de las fuentes de nitrógeno mediante procesos de amonificación y nitrificación (Liyanage *et al.*, 2022). Los valores de COT (**c**) se encontraron en el rango de 0.41 a 2.95%, mientras que el NT (**d**) mostró valores de 508.41 a 2,375.65 mg/kg suelo seco. En las gráficas de los dos indicadores queda demostrado que los valores incrementan proporcionalmente con la cantidad de biomasa microalgal aplicada aportando fuentes aprovechables de C y N en los suelos tratados, favoreciendo su ciclado. Confirmado por un estudio afirma que los suelos tratados con enmiendas orgánicas aumentan tanto la respiración basal, así como C y N mineralizable (Aytenew y Bore 2020; Canali *et al.*, 2004).

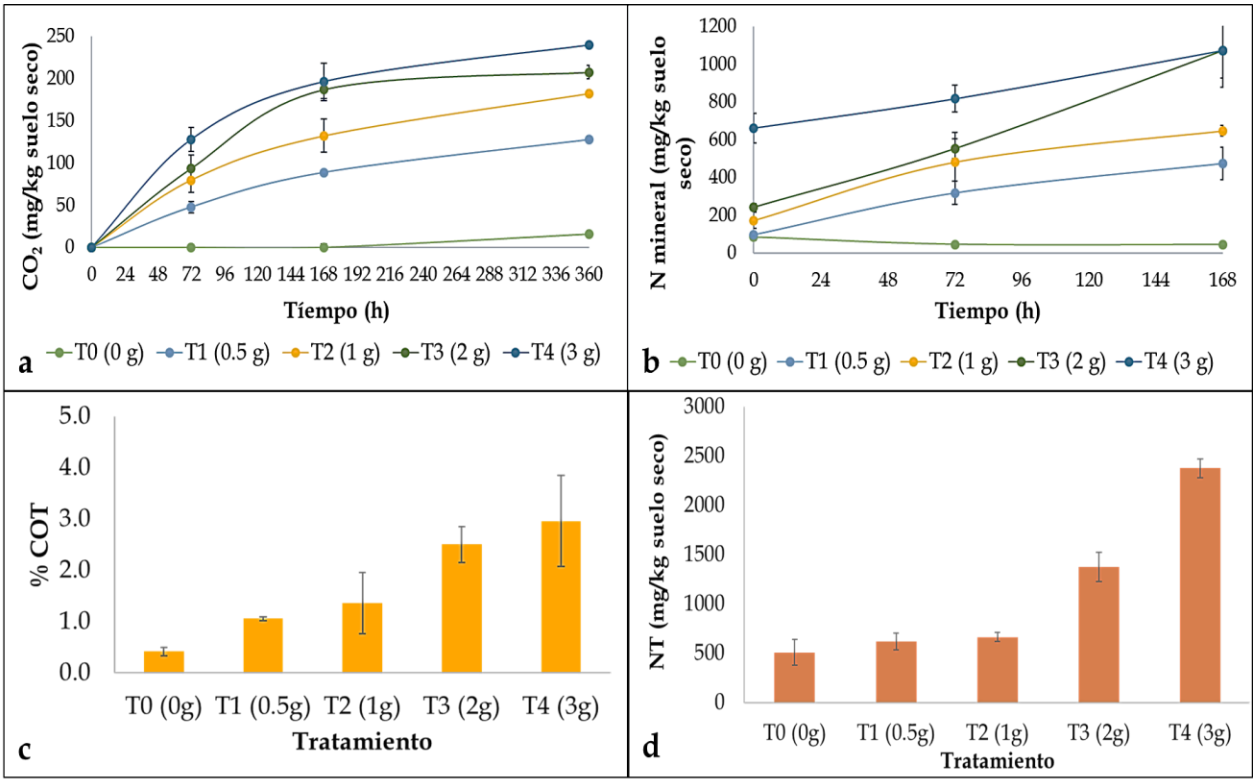


Figura 1. Dinámica de mineralización de C y N. (a: CO_2; b: N mineral; c: COT; d: NT)

CONCLUSIONES

Es factible utilizar la biomasa del consorcio microalgal como enmienda orgánica para la restauración de suelos con problemas de sodicidad. Se confirma que existe una relación directa entre las dosis de aplicación de biomasa microalgal seca con el aumento de concentración en el suelo de los indicadores: CO_2, N mineralizado, COT y NT. La aplicación de esta enmienda orgánica promueve al mejoramiento de propiedades fisicoquímicas del suelo gracias a la actividad microbiana generada por el aprovechamiento del C y N agregado. Se propone continuar con la evaluación de la aplicación de biomasa microalgal seca en suelos sódicos, en ensayos a largo plazo.

BIBLIOGRAFÍA

Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry (No. 631.46 M592ma). Academic Press.

Aytenew, M., & Bore, G. (2020). Effects of organic amendments on soil fertility and environmental quality: A review. J. Plant Sci, 8, 112-119.

Bedolla-Rivera, H. I., Xochilt Negrete-Rodríguez, M. D. L. L., Medina-Herrera, M. D. R., Gámez-Vázquez, F. P., Álvarez-Bernal, D., Samaniego-Hernández, M., ... & Conde-Barajas, E. (2020). Development of a soil quality index for soils under different agricultural management conditions in the central lowlands of Mexico: Physicochemical, biological and ecophysiological indicators. Sustainability, 12(22), 9754.

Bremner, J. M. (1996). Nitrogen-total. Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods, 5, 1085-1121.

Canali, S., Trinchera, A., Intrigliolo, F., Pompili, L., Nisini, L., Mocali, S., & Torrisi, B. (2004). Effect of long-term addition of composts and poultry manure on soil quality of citrus orchards in Southern Italy. Biology and Fertility of Soils, 40(3), 206-210.

Chatterjee, A., Singh, S., Agrawal, C., Yadav, S., Rai, R., & Rai, L. C. (2017). Chapter 10—Role of algae as a biofertilizer. Algal Green Chemistry; Rastogi, RP, Madamwar, D., Pandey, A., Eds, 189-200.

Ebadi AG., Hisoriev H. (2019). Gasification of algal biomass (Cladophora glomerata L.) with $CO_2/H_2O/O_2$ in a circulating fluidized bed. Environmental technology. 40: 749-755.

García-Gozalbes, C. C., Arbib, Z., & Perales-Vargas-Machuca, J. A. (2015). Cinéticas de crecimiento y consumo de nutrientes de microalgas en aguas residuales urbanas con diferentes niveles de tratamiento. Tecnología y ciencias del agua, 6(1), 49-68.

Hossain, N., Zaini, J., Mahlia, T. M. I., & Azad, A. K. (2019). Elemental, morphological and thermal analysis of mixed microalgae species from drain water. Renewable Energy, 131, 617-624.

Liyanage, M., Hanafi, M. M., Sulaiman, M. F., Ismail, R., Gunaratne, G., Dharmakeerthi, S., ... & Mayakaduwa, A. (2022). Consequences of nitrogen mineralization dynamics for soil health restoration of degraded tea-growing soil using organic amendments. Chilean journal of agricultural research, 82(2), 199-210.

Medina-Herrera, M. D. R., Negrete-Rodríguez, M. D. L. L. X., Gámez-Vázquez, F. P., Álvarez-Bernal, D., & Conde-Barajas, E. (2020). La aplicación de lodos residuales afecta, a corto plazo, la biomasa microbiana y su actividad en suelos sódicos. Revista internacional de contaminación ambiental, 36(3), 577-591.

Pires, C. V., Schaefer, C. E. R. G., Hashigushi, A. K., Thomazini, A., & Mendonça, E. S. (2017). Soil organic carbon and nitrogen pools drive soil C-CO2 emissions from selected soils in Maritime Antarctica. Science of the Total Environment, 596, 124-135.

Romano-Armada, N., Yañez-Yazlle, M. F., Irazusta, V. P., Rajal, V. B., & Moraga, N. B. (2020). Potential of bioremediation and pgp traits in streptomyces as strategies for bio-reclamation of salt-affected soils for agriculture. Pathogens, 9(2), 117.

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science, 37(1), 29-38.

LOS NANOTUBOS DE CARBONO DE PARED MÚLTIPLE (MWCNTs) INDUCEN CAMBIOS QUIMICOS EN PLANTAS DE TOMATE (*Solanum Lycopersicum* L.) CULTIVADAS EN SUELO

Nayelli Azucena Sigala-Aguilar[1]; Mercedes Guadalupe López-Pérez[2]; Fabian Fernández-Luqueño[1]

[1]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Cinvestav Saltillo. Posgrado en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energías.
[2]Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Cinvestav Irapuato. Posgrado en Biotecnología de plantas.
E-mail: nayelli.sigala@cinvestav.mx

RESUMEN

Los nanotubos de carbono de pared múltiple (MWCNTs) representan los nanomateriales de carbono con mayor utilidad y demanda en la agricultura. Sin embargo, los impactos ambientales que estos puedan ocasionar aún se siguen estudiando. En esta investigación, se estudió el efecto de MWCNTs (100, 200, 400 u 800 mg L^{-1}, más un control) aplicados al follaje de tomate o directamente al suelo, sobre la composición química y crecimiento de plántulas, después de 20 días de exposición. Se identificaron cambios cualitativos en los estiramientos de grupos funcionales distintivos de carotenoides y clorofilas (aldehídos) en hojas de tomate. Estos resultados fueron reforzados con la determinación de las unidades SPAD en las hojas de tomate, las cuales incrementaron de manera dependiente a la concentración, sin alterar significativamente los parámetros de crecimiento de las plántulas.

PALABRAS CLAVE*: Nanotubos de carbono de pared múltiple; pigmentos fotosintéticos; estrés oxidativo.*

INTRODUCCIÓN

Los MWCNTs se emplean en varias áreas científicas y tecnológicas, como la agricultura, debido a su tamaño en escala nanométrica (1×10^{-9} m), su superficie específica y su función como catalizador (Peng et al., 2020). En la agricultura, los MWCNTs se emplean como reguladores de crecimiento, estimulantes y fertilizantes. Sin embargo, los efectos de reacción sobre las plantas suelen ser benéficos o inhibidores, dependiendo principalmente de la concentración, tipo de aplicación, especie vegetativa y entorno. Por lo cual, ha surgido preocupación con relación al impacto ambiental que los MWCNTs podrían ocasionar. Una manera de explicar los contradictorios resultados y posibles impactos asociados con el uso de MWCNTs en plantas, es analizando los indicadores involucrados directamente en las reacciones metabolómicas de las plantas (Liné et al., 2021). Por lo cual, esta investigación tuvo como objetivo estudiar el efecto de la aplicación foliar y directamente al suelo de diferentes concentraciones de MWCNTs (100, 200, 400 u 800 mg L^{-1}, más un control) sobre la composición química de plántulas de tomate (estiramientos de grupos funcionales), después de 20 días de exposición. Para ello se utilizó espectrometría infrarroja por

transformada de Fourier con reflectancia total atenuada (FTIR-ATR), dado que los espectros por FTIR-ATR presentan bandas que pueden indicar la presencia de moléculas de carbohidratos, lípidos, proteínas, péptidos entre otras (Morais et al., 2020). A su vez, se evaluó el crecimiento de plántulas de tomate cultivas en suelo agrícola, ya que la mayoría de los estudios se han realizado bajo condiciones controladas de laboratorio o hidroponía, en invernadero.

MATERIALES Y MÉTODOS

Desarrollo experimental

El experimento se realizó en un invernadero ubicado en Cinvestav Unidad Saltillo. Se utilizaron plántulas de tomate variedad Pony Exprés marca Harris Moran, mismas que fueron trasplantadas en macetas con capacidad de 4 L, utilizando suelo limoso como sustrato (Muestreado en el municipio de Saltillo, Coahuila de Zaragoza, México). Las macetas fueron establecidas en bloques completos al azar como experimentos independientes por tipo de aplicación, considerando una maceta como unidad experimental y tres repeticiones por tratamiento. La nutrición fue aplicada mediante un sistema de riego por goteo utilizando solución Steiner (Steiner, 1961).

Propiedades fisicoquímicas del suelo

La conductividad eléctrica (CE) y potencial de hidrógeno (pH) fueron analizados utilizando potenciómetros de escritorio. El contenido de materia orgánica (MO) se determinó por el método de calcinación ((Schulte & Hopkins, 1996). El análisis elemental se realizó mediante un equipo de absorción atómica (Marca Thermo Scientific) y un espectrómetro de emisión por plasma (Marca Perkin Elmer). La textura del suelo fue determinada mediante un analizador de distribución de tamaño de partículas por dispersión láser LA-95 (Horiba).

Características de tratamientos

Los tratamientos se aplicaron de forma foliar (indicados con la terminación "–F") y directamente al suelo (indicados con la terminación "–S") a través de 2.5 mL de suspensiones que contenían 100, 200, 400 u 800 mg L^{-1} de MWCNTs, más un tratamiento control (sin MWCNTs). Los tratamientos fueron aplicados solo una vez, a los 22 días después del trasplante. Los MWCNTs se obtuvieron de Sigma Aldrich (diámetro de 6-13 nm, longitud de 2.5-20 µm y pureza del 98 %). La longitud y morfología de los MWCNTs fue verificada mediante microscopia electrónica de transmisión (TEM). El patrón de difracción se determinó mediante difracción de rayos X (DRX).

Parámetros agronómicos y composición química de plantas de tomate

La composición química de hojas, tallos y raíces de plántulas de tomate fue analizada en fresco por FTIR-ATR a los 20 días después de exposición (DDE). Los parámetros de crecimiento de las plantas de tomate incluyeron dimensiones finales de altura, diámetro de tallo, número de hojas, longitud de raíz, biomasa fresca y seca, peso fresco y seco de raíz y unidades SPAD (analizador manual SPAD-502).

Análisis estadístico

Los datos fueron analizados en el programa estadístico INFOSTAT, la normalidad fue verificará mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Para la separación de medias se empleó la prueba estadística de LSD Fisher ($p < 0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los espectros FTIR-ATR de hojas de tomate por ambas vías de aplicación foliar (Figura 1a) y directamente al suelo (Figuras 2b), tienen una señal evidente en la región de vibraciones de extensiones de hidroxilos (O-H; (3305 cm^{-1}), dicha banda es característica de la humedad en las muestras ya que estas fueron analizadas en fresco, la presencia de agua es confirmada con la banda en 1414 cm^{-1}. También presentan señales en 2917 cm^{-1} y 2849 cm^{-1}, correspondientes los estiramientos simétricos y asimétricos del grupo metil (CH_2), atribuido a la composición lipídica de las hojas (Liné et al., 2021). Ambos espectros cuentan con dos bandas en la región de doble enlace (1734 cm^{-1} y 1634 cm^{-1}), características de los estiramientos del grupo funcional carbonillo (C=O), utilizadas para identificar la composición proteica (Baker et al., 2014). En la región de 1500 cm^{-1} a 600 cm^{-1}, los espectros FTIR-ATR de hojas de tomate, tienen bandas similares en 1414cm^{-1}, 1369 cm^{-1}, 1316 cm^{-1}, 1245 cm^{-1}, 1106 cm^{-1}, 1019 cm^{-1}, 669 cm^{-1} y 600 cm^{-1}, dichas señales usualmente son atribuidas a los estiramientos de enlaces simples de la composición química de sacarosa, almidón y pectinas (Morais et al., 2020) La región diagnostico (4000 cm^{-1} a 1500 cm^{-1}) de los espectros de tallos de tomate por aplicación foliar (Figura 1c) y directamente al suelo (Figura 1d) , tienen dos bandas pronunciadas en 3305 cm^{-1} y 1634 cm^{-1} , características de la humedad de muestras (estiramientos OH) y grupo funcionales C=O, respectivamente. La región dactilar (1500 cm^{-1} a 500 cm^{-1}), tiene bandas en 1414 cm^{-1}, 1319 cm^{-1}, 1243 cm^{-1}, 1106 cm^{-1}, 699 cm^{-1} y 600 cm^{-1}. Los espectros de raíz de tomate por ambas vías de aplicación (Figura 1e y 1f), presentan señales pronunciadas en 3305 cm^{-1}, 1734 cm^{-1} y 1634 cm^{-1} (grupos funcionales O-H y C=O), también tienen señales en 1425 cm^{-1}, 1373 cm^{-1}, 1318 cm^{-1}, 1246 cm^{-1}, 1019 cm^{-1}, 699 cm^{-1} y 600 cm^{-1}, bandas que son relacionadas con los grupos funcionales de carbohidratos (Baker et al., 2014). Cualitativamente, la región diagnóstica y huella dactilar de las plántulas de tomate no presenta cambios distintivos en porcentaje (%) de transmitancia de las bandas. Sin embargo, una excepción fue la presencia de bandas en 2917 cm^{-1} y 2849 cm^{-1} en los espectros de hojas de tomate (figura 1a y 1b), las cuales también podrían corresponder a vibraciones de encales aldehídos los cuales son distintivos del grupo de metabolitos más importante del cultivo de tomate (carotenoides; (Ali et al., 2020). Lo anterior es reforzado las unidades SPAD, las cuales brindan información cuantitativa del color verde de las hojas, mismas que está compuesto por pigmentos fotosintéticos, en su mayoría clorofilas y carotenoides. Ya que la aplicación de MWCNTs incrementó las unidades SPAD en hojas de tomate de manera dependiente a la concentración (Tabla 1), sin alterar significativamente los parámetros de crecimiento de las plántulas, resaltando el tratamiento con 800 mg L^{-1} de MWCNTs, el cual incrementó en 17.54% y 14.03% las unidades después de la aplicación foliar y al suelo, respectivamente. Sin alteraciones significativas los parámetros de crecimiento de las plantas.

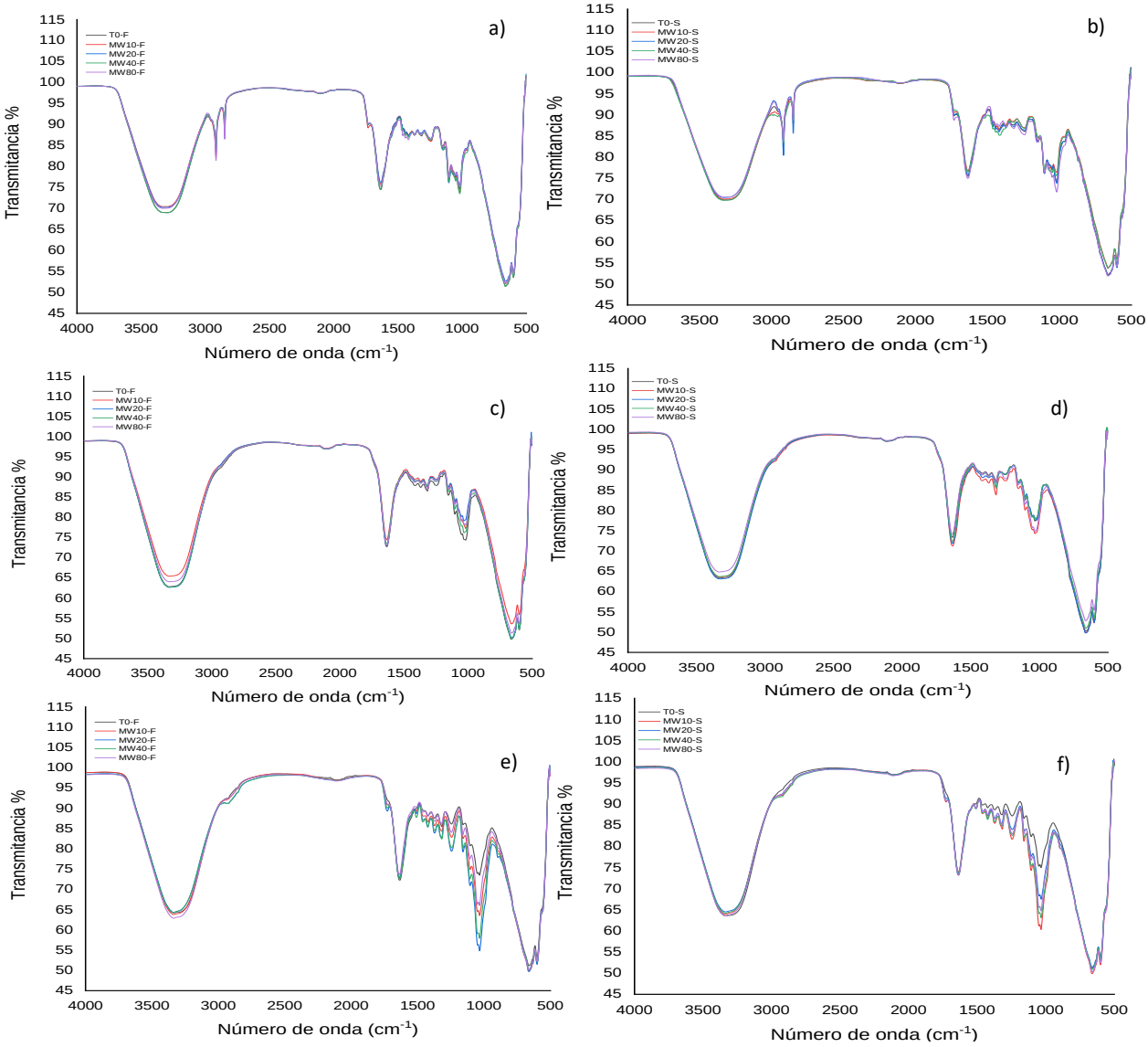


Figura 1. Espectros de infrarrojo de plántulas de tomate por FTIR. Composición química de hojas de tomate con aplicación foliar a) o al suelo b) de nanotubos de carbono de pared múltiple (MWCNTs); Composición química de tallos de tomate con aplicación foliar c) o al suelo d) de MWCNTs; Composición química de raíces de tomate con aplicación foliar e) y al suelo f) de MWCNTs. Plantas con aplicación foliar (terminadas en "-F") o con aplicación al suelo (terminadas en "-S"). T0, Tratamiento control; MW10, MW20, MW40 o MW80 corresponden a los tratamientos con 100, 200, 400 u 800 mg L^{-1} de MWCNTs.

Tabla 1. Parámetros agronómicos de plantas de tomate cultivadas en invernadero y tratadas con diferentes dosis de nanotubos de carbono de pared múltiple.

Tratamiento	SPAD	Al (cm)	NH	DT (mm)	BF (g)	BS (g)	LR (cm)	PFR (g)	PSR (g)
T0-F	57±0.17 b	42±2.1 a	10±0.58 a	0.2±0.07 a	20±2.76 a	3.4±0.24 a	30±3.84 a	1.7±0.12 a	0.8±0.05 ab
MW10-F	56±0.62 b	38±1.4 a	10±0.58 a	0.2±0.06 a	18±0.47 a	3.1±0.16 ab	28±2.31 a	1.5±0.10 ab	0.8±0.05 ab
MW20-F	63±2.7 a	40±2.6 a	10±0.58 a	0.2±0.03 a	20±3.30 a	2.7±0.07 b	29±1.00 a	1.3±0.15 bc	0.8±0.08 ab
MW40-F	66±1.5 a	38±0.3 a	10± 0.33 a	0.2±0.00 a	18±1.73 a	3.0±0.23 ab	26±3.18 a	1.2±0.03 c	0.7±0.04 b
MW80-F	67±1.4 a	40±2.5 a	11±0.67 a	0.3±0.06 a	20±0.97 a	2.9±0.21 ab	32±1.15 a	1.6±0.10 ab	0.9±0.05 a
T0-S	57±0.47 c	41±0.60 a	11.±0.58 a	0.2±0.00 a	19±0.9 6ab	3.4±0.23 a	31±0.33 a	2.5±0.22 a	0.8±0.13 b
MW10-S	56±0.74 c	39±2.62 a	11±0.33 a	0.2±0.03 a	17±2.19ab	2.6±0.36 a	16±1.76 b	1.7±0.26 a	1.9±0.74 a
MW20-S	61±0.38 b	40±1.26 a	11±1.15 a	0.3±0.06 a	20±2.08 ab	3.9±0.46 a	31±1.73 a	2.3±0.63 a	1.0±0.20ab
MW40-S	63±1.6 ab	39±0.33 a	10±0.33a	0.3±0.00 a	22±0.51 a	4.0±0.55 a	33±1.53 a	2.5±0.40 a	1.1±0.18 ab
MW80-S	65±0.4 a	38±0.60 a	11±0.67 a	0.2±0.00 a	15±3.27 b	3.6±0.23 a	32±1.20 a	1.8±0.30 a	1.0±0.01 ab

Letras diferentes en la misma columna, solo entre plantas con aplicación foliar (terminadas en "-F") o con aplicación al suelo (terminadas en "-S") indican diferencia significativa. T0, Tratamiento control; MW10, MW20, MW40 o MW80 corresponden a los tratamientos con 100, 200, 400 u 800 mg L^{-1} de nanotubos de carbono de pared múltiple. SPAD, unidades SPAD; Al, altura; NH, numero de hojas; DT, diámetro; BF, biomasa fresca; BS, biomasa seca; LR, longitud de raíz; PFR, peso fresco de raíz; PSR, peso seco de raíz.

CONCLUSIONES

La aplicación foliar y directamente al suelo en volúmenes bajos de MWCNTs, pueden utilizarse para manipular los estiramientos de grupos funcionales relacionados con los pigmentos fotosintéticos de plántulas de tomate. La aplicación foliar con MWCNTs parece tener mayor impacto en incrementar la producción de metabolitos fotosintéticos en plántulas de tomate de manera dependiente a la concentración, sin daños significativos en su crecimiento. Sin embargo, es necesario realizar más investigación debido a que el uso inadecuado y no regulado de MWCNTs en la agricultura podría tener ciertas desventajas y dañar el medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por los proyectos 'Ciencia Básica SEP-CONACyT-151881', 'FONCYT-COAHUILA COAH-2019-C13-C006', y 'FONCYT-COAHUILA COAH- 2021-C15-C095', del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía (Cinvestav- Saltillo), y por Cinvestav Zacatenco.

BIBLIOGRAFÍA

Ali, M. Y., Sina, A. A. I., Khandker, S. S., Neesa, L., Tanvir, E. M., Kabir, A., Khalil, M. I., & Gan, S. H. (2020). Nutritional composition and bioactive compounds in tomatoes and their impact on human health and disease: A review. *Foods*, *10*(1), 45. https://doi.org/10.3390/foods10010045

Baker, M. J., Trevisan, J., Bassan, P., Bhargava, R., Butler, H. J., Dorling, K. M., Fielden, P. R., Fogarty, S. W., Fullwood, N. J., Heys, K. A., Hughes, C., Lasch, P., Martin-Hirsch, P. L.,

Obinaju, B., Sockalingum, G. D., Sulé-Suso, J., Strong, R. J., Walsh, M. J., Wood, B. R., Martin, F. L. (2014). Using Fourier transform IR spectroscopy to analyze biological materials. *Nature Protocols*, *9*(8), 1771–1791. https://doi.org/10.1038/nprot.2014.110

Liné, C., Manent, F., Wolinski, A., Flahaut, E., & Larue, C. (2021). Comparative study of response of four crop species exposed to carbon nanotube contamination in soil. *Chemosphere*, *274*, 129854. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129854

Morais, C. L. M., Lima, K. M. G., Singh, M., & Martin, F. L. (2020). Tutorial: Multivariate classification for vibrational spectroscopy in biological samples. *Nature Protocols*, *15*(7), 2143–2162. https://doi.org/10.1038/s41596-020-0322-8

Peng, Z., Liu, X., Zhang, W., Zeng, Z., Liu, Z., Zhang, C., Liu, Y., Shao, B., Liang, Q., Tang, W., & Yuan, X. (2020). Advances in the application, toxicity and degradation of carbon nanomaterials in environment: A review. *Environment International*, *134*, 105298. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105298

Schulte, E. E., & Hopkins, B. G. (1996). Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*, *46*, 21–31. https://doi.org/10.2136/sssaspecpub46.c3

Steiner, A. A. (1961). A universal method for preparing nutrient solutions of a certain desired composition. *Plant and Soil*, *15*(2), 134–154. https://doi.org/10.1007/BF01347224

SISTEMATIZACIÓN DE LA LEY DE ENFRIAMIENTO DE NEWTON PARA BALANCE ENERGÉTICO EN SUPERFICIES.

Ignacio Sánchez Cohen [1]; Sergio Iván Jiménez Jiménez [2]; Mariana de Jesús Marcial Pablo [3]; Maritza Argelia Macías Corral [4]

[1,2,3] Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relaciones Agua Suelo Planta Atmósfera. Km. 6.5 Margen Derecha Canal Sacramento, Gómez Palacio, Durango México, C.P. 35140.
[4] Universidad Autónoma de Coahuila. Facultad de Medicina Unidad Torreón. Av. Morelos No. 900 Oriente, Centro. Torreón, Coahuila, México.
sanchez.ignacio@inifap.gob.mx

RESUMEN

El mecanismo de convección se relaciona con la conducción de calor a través de una pequeña capa de aire adyacente a alguna superficie o cualquier material (líquido o gas). En el suelo, la convección ocurre si una masa de aire fría (o caliente, que también es un fluido) fluye sobre la superficie de éste. Si el aire es más caliente que el suelo el flujo de calor se da del aire hacia el suelo; si, por el contrario, el aire es más frío que el suelo, el flujo de calor se da del suelo hacia la atmósfera. La sistematización de la ecuación diferencial que define el proceso (programa computacional) ofrece una opción para pronosticar el comportamiento de la temperatura de una superficie en el tiempo dada una temperatura inicial de la atmósfera arriba de éste. La plataforma Python ofrece ventajas comparativas con otros lenguajes computacionales al ser orientada a objetos con un gran bagaje de librerías. El algoritmo ha sido calibrado mediante un experimento sencillo calentando una taza de agua y midiendo las variaciones de temperatura en el ambiente y el líquido. Los resultados muestran que la ley de enfriamiento de Newton predice de manera satisfactoria el estado térmico del fluido o superficie donde se aplique.

PALABRAS CLAVE: *balance; ecuación; modelo; termodinámica*

INTRODUCCIÓN

Para el pleno entendimiento de la ley de enfriamiento de Newton, es necesario comprender la primera y segunda leyes de termodinámica.

La primera ley de termodinámica es básicamente la ley de conservación de energía. Esto significa que la energía puede cambiar de forma. Por ejemplo, una tasa de agua caliente contiene calor o energía térmica; sin embargo, para calentar el agua en la taza se usó energía eléctrica (estufa, micro ondas, etc.); de esta manera, se transformó la energía eléctrica en energía térmica. En el universo, la cantidad total de energía es constante; es decir, la energía puede cambiar de forma, pero la cantidad total permanece. La energía se conserva.

La segunda ley de termodinámica establece que la entropía, o desorden, del universo, siempre se incrementa. Tomando el ejemplo de la taza de agua, esto significa que el calor

siempre viaja de la parte más caliente a la parte más fría. Así, si se añade un trozo de hielo a la taza de agua caliente, el enfriamiento no sucede porque el hielo le transfiere frio al agua sino, por el contrario, el enfriamiento ocurre porque la energía térmica (agua caliente) se transfiere al hielo y luego escapa hacia la atmósfera (Borgnakke *et al.*, 2013)

Existen tres métodos por los cuales se transfiere calor: (Kevin, H., 2018).

Conducción: esta ocurre cuando existe un contacto directo entre dos objetos. Convección: esta ocurre cuando hay movimiento de un fluido (liquido o gas). En el ejemplo del suelo, la convección ocurre si una masa de aire fría o caliente fluye sobre la superficie de este. Si el aire es más caliente que el suelo el flujo de calor se da del aire hacia el suelo; si, por el contrario, el aire es más frio que el suelo, el flujo de calor se da del suelo hacia la atmósfera. Radiación: es la transferencia de calor a través de ondas. A diferencia de las otras dos, la radiación no necesita un medio de propagación; es decir, puede viajar en el vacío. El ejemplo práctico es la radiación solar. El objetivo del presente estudio ha sido la sistematización de la ley de enfriamiento de Newton mediante un programa computacional con una interface amigable al usuario.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Figura 1 ilustra el raciocinio para el uso de la ley de enfriamiento de Newton.

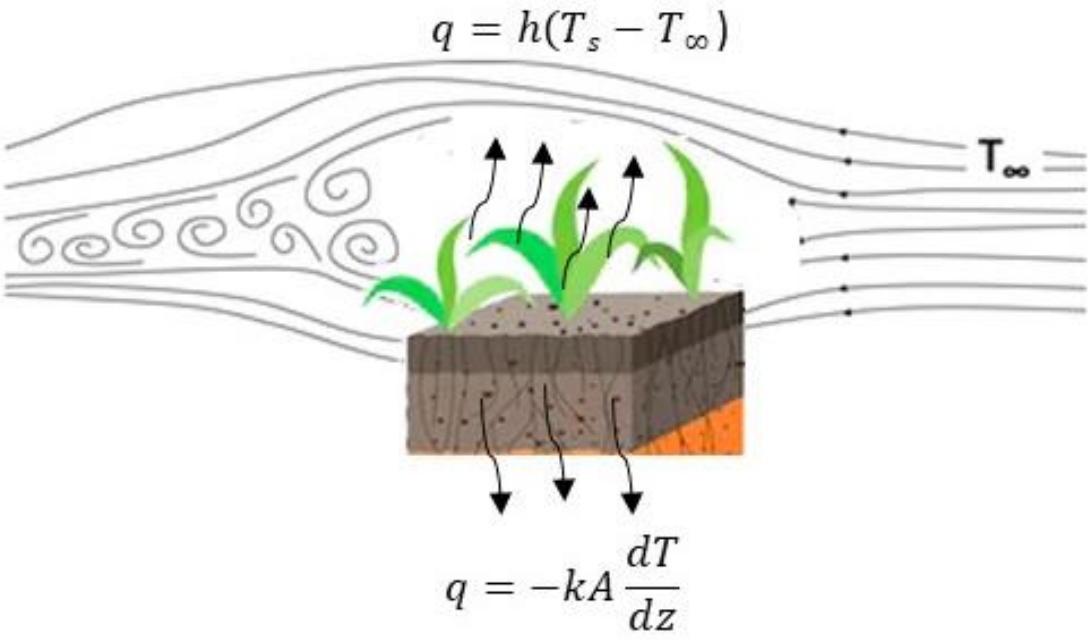


Figura 1. Esquema para la aplicación de la ley de enfriamiento de Newton (parte superior). La ecuación en la parte inferior de la figura es la ley de Fourier para transferencia de calor en el suelo.

Expresada en términos diferenciales, la ley de enfriamiento de Newton se puede escribir como: (US Deparment of Energy, 2016, Sosmath.com, 2015)

$$\int_{To}^{T} \frac{dT}{T - T_{\infty}} = -h \int_{0}^{t} dt \qquad (1)$$

Donde "T" es temperatura (°C), y "t" es tiempo. Obteniendo la solución general a la ecuación diferencial ordinaria de primer orden separable:

$$T_s = Ce^{-ht} + T_{\infty} \qquad (2)$$

Donde "C" es una constante por definir, "t" es el tiempo al cual se desea conocer la temperatura del suelo, T_{∞} es la temperatura del ambiente. La anterior ecuación es válida cuando la temperatura del suelo es mayor a la del aire encima de este. Cuando el proceso es inverso, entonces:

$$T_{s= T_{\infty} - Ce^{-ht}} \qquad (3)$$

Las ecuaciones 2 y 3 son soluciones generales de la ecuación diferencial 1; soluciones específicas dependerán de los valores de C y h que a su vez son función de las condiciones iniciales. Para la sistematización de cálculos se desarrolló un programa computacional en plataforma Python (Van Rossum, 1995). Se realizó un experimento simple para verificar la bondad de predicción de la ecuación diferencial de las temperaturas a diferentes tiempos. Así, se calentó una taza con agua (300 ml) elevando la temperatura hasta los 56°C mediante un horno de microondas. Se procedió a medir las temperaturas en intervalos regulares de tiempo de cinco minutos registrando también la temperatura del ambiente cada vez que se medía la temperatura de la taza con agua. Dado que la principal restricción de la ley de enfriamiento de Newton es que asume que la temperatura del ambiente se mantiene constante (o cambia poco durante el experimento), la base de datos obtenida se separó en dos porciones acorde a las variaciones de temperatura del ambiente durante el experimento: una, para cuando la temperatura del ambiente era 25°C y permaneció así durante al menos cinco lecturas consecutivas, y la otra para cuando la temperatura del ambiente era de 29°C con el mismo criterio de permanencia anterior. Para cada porción se verificó que la temperatura del ambiente siempre fuera la misma para la porción del tiempo considerado. También se verificó al final del experimento que la temperatura del agua en la taza fuera la misma que la del ambiente constatando que el flujo de calor se interrumpe bajo esta circunstancia donde si la temperatura del ambiente y la del agua es la misma, entonces la diferencia es cero por lo que el flujo de calor es cero.4

RESULTADOS Y DISCUSION

La Figura 2 señala la pantalla principal del software desarrollado.

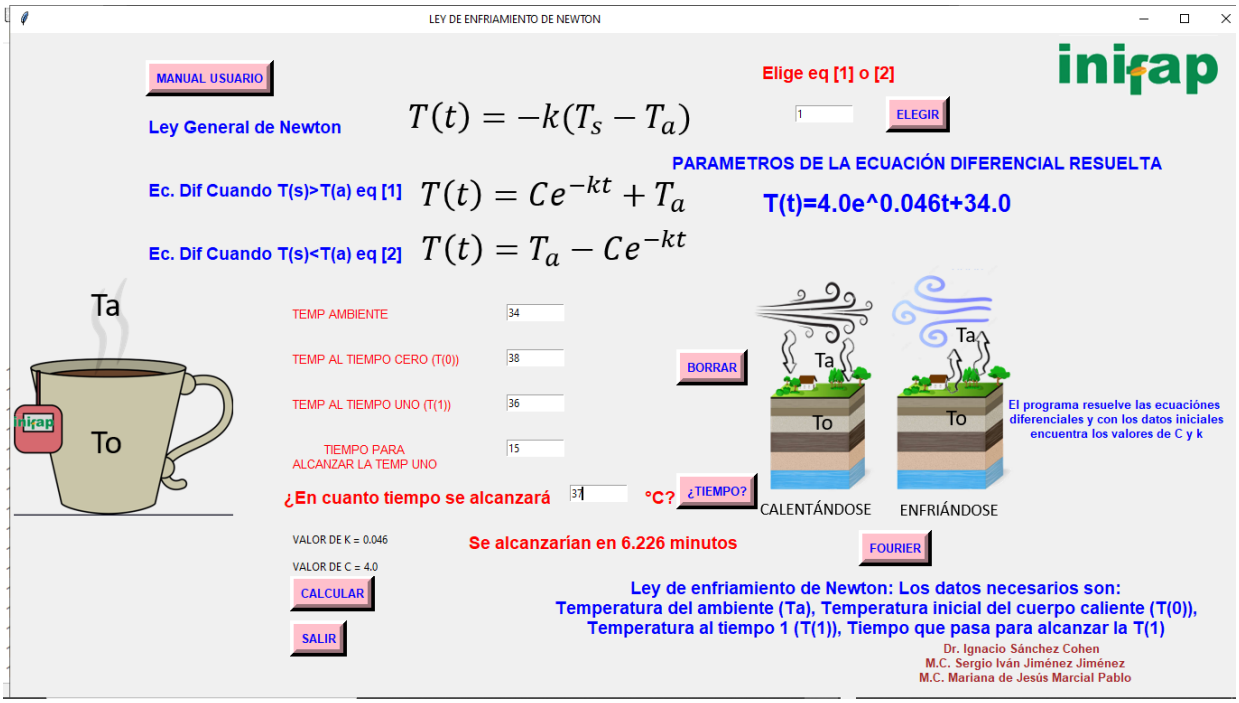


Figura 2. Pantalla principal para la solución de la ley de enfriamiento de Newton.

La ley de enfriamiento de Newton reproduce de manera satisfactoria los cambios de temperatura en cualquier gradiente: de frio → caliente y viceversa (Figura 3).

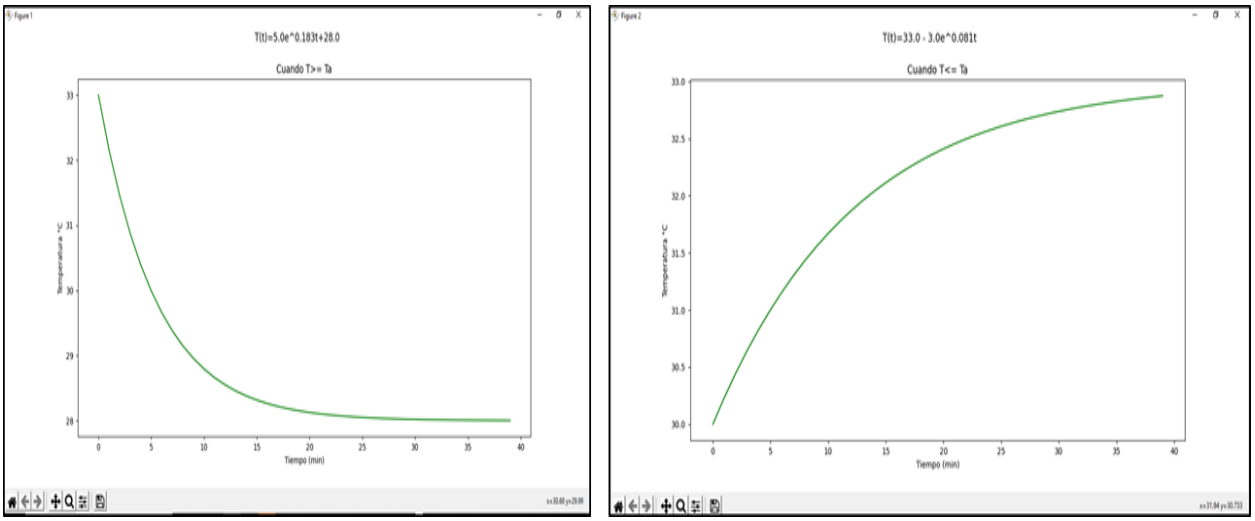


Figura 3. Resultados de la aplicación del modelo. Izquierda: variación de las temperaturas cuando el objeto de interés está a mayor temperatura que el ambiente; derecha: cuando ocurre lo contrario.

Se considera que el modelo puede ser usado para predecir el tiempo de enfriamiento del suelo bajo un determinado gradiente de temperatura; esto tiene bastante aplicación en agricultura de conservación, acolchados y cubiertas en el suelo.

CALIBRACIÓN DEL MODELO

Para verificar la bondad del modelo, los datos que se compararon fueron los tiempos a los que se llega a una determinada temperatura. La Figura 4 muestra los resultados al comparar los datos observados con los predichos por el modelo.

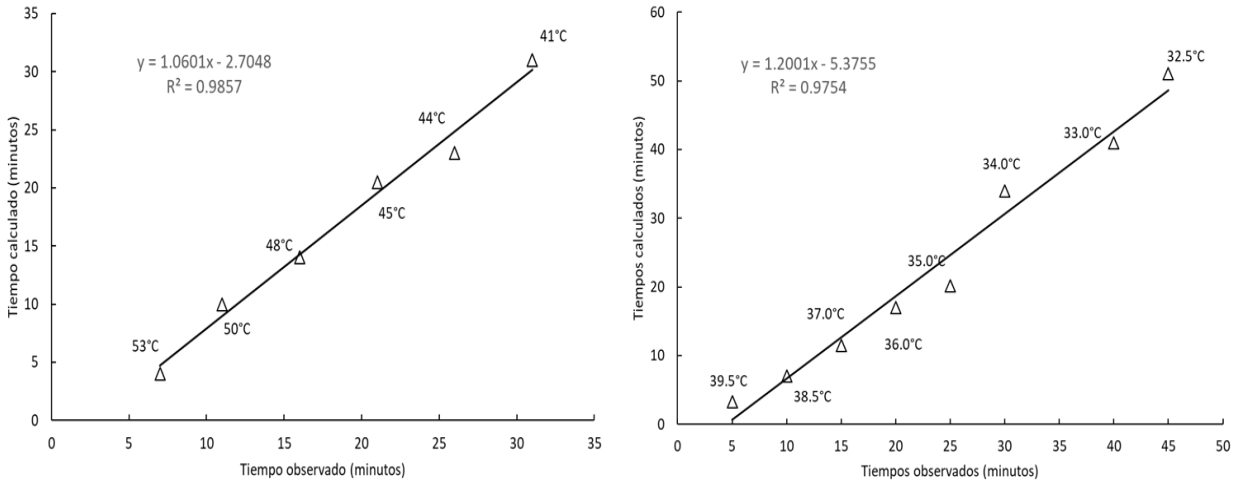


Figura 4. Tiempos de arribo observados y calculados por el modelo cuando la temperatura del ambiente era de 25°C (izquierda) y 29°C (derecha). El tiempo señalado es el requerido para que se presente una determinada temperatura en el agua (datos sobre los puntos).

CONCLUSIONES

La ecuación de enfriamiento de Newton puede ser usada para cuantificar la velocidad de enfriamiento de superficies como el suelo. Este dato es útil para definir procesos donde la temperatura es un factor determinante tales como descomposición de materia orgánica, actividad microbiana, profundidad óptima de siembra, entre otras. Aunque la aplicación de la ecuación tiene restricciones de uso, describe de manera precisa el proceso físico de enfriamiento o calentamiento de superficies. La aplicación computacional expuesta, ayuda en la sistematización de los cálculos. Por otro lado, el uso de tecnologías de la información aunado a la sistematización de información científica, constituyen un gran soporte a la investigación, acortando tiempos de respuesta analítica e incrementando la eficiencia los recursos restringidos. La aproximación física para el análisis de procesos ambientales, da un sustento científico más robusto que la aproximación empírica.

BIBLIOGRAFÍA

Borgnakke Claus and Richard E. Sonntag. 2013. Fundamentals of Thermodynamics. Willey. [online] Disponible en: https://www.academia.edu/13057225/Book_Fundamentals_Of_Thermodynamics_8th_edition. [Acceso 2 mayo 2022].

Van Rossum, G., & Drake Jr, F. L. 1995. *Python reference manual*. Centrum voor Wiskunde en Informatica Amsterdam.

Kevin, Harding. 2018. Heat transfer introduction. [online] Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/323144799_Heat_transfer_introduction. [Acceso 31 mayo, 2022

Sosmath.com. 2015. Newton's Law of Cooling. [online] Disponible en: http://www.sosmath.com/diffeq/first/application/newton/newton.html [Acceso 4 May 2022].

U.S. Department of Energy. 2016. Thermodynamics, Heat Transfer and Fluid Flow. DOE Fundamentals Handbook, Volume 2 of 3. Disponible en: https://sites.ntc.doe.gov/partners/tr/Training%20Textbooks/06-Thermodynamics,%20Heat%20Transfer,%20and%20Fluid%20Flow/3-Module%203-Fluid%20Flow.pdf. [Acceso, junio 2, 2022]

ANÁLISIS PARAMÉTRICOS DE INTERCAMBIADORES DE CALOR TIERRA-AIRE ACOPLADOS CON ALETAS

Marcos Rafael Burlón Olivera[1,2]; Nibia Raquel Navarro Pastor[1,2]; Ana Maria Bersch Domingues[1]; Jairo Valões de Alencar Ramalho[1]; Honório Joaquim Fernando[3]; Ruth da Silva Brum[1]

[1]Programa de Pos-Graduación en Modelado Matemático, Universidade Federal de Pelotas (UFPel) Campus Universitário, S / N, Capão do Leão - RS, 96160-000, Brasil.
[2]Instituto Tecnológico Regional del Norte (ITRN), Universidad Tecnológica (UTEC) del Uruguay Ruta 5 (Guido Machado Brum), km 496, 40000, Rivera, Uruguay.
[3]Instituto de Ciencias Exactas (ICEx), Departamento de Matemática, Universidade Federal Fluminense (UFF) Campus Aterrado, Rua Desembargador Ellis Hermydio Figueira, 783, Aterrado, 27213-145, Volta Redonda, RJ, Brazil.
nibia.navarro@utec.edu.uy

RESUMEN

La inercia térmica del suelo lleva a que este pueda ser más cálido o más frío que el aire ambiente dependiendo de la temporada en la que nos encontremos; por lo que se pueden utilizar intercambiadores de calor tierra-aire (ICTA) conectando uno o más ductos, enterrados, a un sistema de ventilación de una edificación. El valor de la investigación de los ICTA radica en el hecho de que pueden funcionar con muy poca energía eléctrica y que utilizan una fuente térmica renovable. El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño térmico de un ICTA luego de acoplar los ductos con aletas galvanizadas. La idea fue aumentar el intercambio de calor general, ya que las aletas tienen una conductividad térmica mucho mayor que el suelo circundante. Se consideró el escenario de la ciudad de Viamão, en el sur de Brasil, que tiene un clima subtropical. La metodología utilizada para las simulaciones permitió considerar las propiedades del suelo, las aletas galvanizadas y las condiciones dinámicas de contorno. Los resultados preliminares mostraron que el potencial térmico de ICTA mejora al equipar los ductos con aletas.

PALABRAS CLAVES: *material galvanizado; modelo GAEA; rendimiento térmico.*

INTRODUCCIÓN

Para contrarrestar el efecto invernadero, que se considera una causa del cambio climático, se buscan diferentes posibilidades de generar energía renovable y no contaminante. Por lo tanto, el confort térmico de los entornos de los edificios es un tema preocupante porque los sistemas de aire acondicionado habituales necesitan grandes cantidades de energía (Agrawal et al., 2019). Dado que el sol es una gran fuente de energía, puede explorarse de muchas formas; una de ellas es la instalación de intercambiadores de calor tierra-aire (ICTA), que aprovechan el calor que emite el sol y que el planeta almacena en las capas superficiales del suelo (Vaz, 2011).

Un ICTA consta de uno o más ductos enterrados horizontal o verticalmente; el aire viaja dentro de los ductos, intercambia calor con el suelo y entra en el entorno del edificio a

temperaturas más amenas. Agrawal et al. (2019) cubren revisiones extensas sobre la literatura ICTA.

Diferentes referencias estudiaron el efecto del material de los ductos (especialmente los de alta conductividad térmica). Por otro lado, el radio y la longitud de los ductos, la profundidad de instalación y la velocidad del aire son cuatro parámetros fundamentales para examinar y desarrollar modelos paramétricos. En áreas urbanizadas, un tema fundamental para la instalación de ICTA con ductos horizontales es el espacio reducido (Agrawal et al., 2019).

Con el objetivo de reducir el tamaño de las instalaciones de ICTA, se exploró la idea propuesta por Hassanzadeh et al., (2018); más concretamente, se conectaron los ductos a aletas galvanizadas de alta conductividad térmica. Dado que este método mejora significativamente la tasa de transferencia de calor entre el suelo y las tuberías, se mostró que su longitud se puede reducir, manteniendo los valores de eficiencia térmica anual del sistema por encima del 70 %.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se consideraron datos de la ciudad de Viamão, en el sur de Brasil, donde Vaz (2011) tomó varias mediciones experimentales de una instalación local de un ICTA. Replicando tales condiciones, se simuló un ducto con diámetro $D_0 = 0.11$ m, enterrado a una profundidad $z_0 = 1.6$ m. La novedad aquí es que se encerró el ducto en un bloque acoplado a una aleta vertical, ambos galvanizados. La idea de usar este material de alta conductividad térmica es propuesta por Hassanzadeh et al. (2018). Además, se varió la longitud del ducto L_0, partiendo de 25.77 m (mismo valor tomado por Vaz, 2011) y reduciéndolo hasta llegar a 10.77 m.

La Figura 1 muestra vistas en 2D para el dominio computacional, incluidos el ducto, el bloque y la aleta. En la vista del plano $x - z$, $b_0 = 18$ cm es el tamaño del bloque; $S_v = 1$ m y $S_h = 1$ cm son, respectivamente, los tamaños vertical y horizontal de la aleta. Como puede apreciarse en la vista del plano $y - z$, la aleta y el bloque tienen la misma longitud, L_0, del ducto. Además, la porción de suelo simulada tiene una altura de 15 m, un ancho de 10 m, y una longitud variable de L_0.

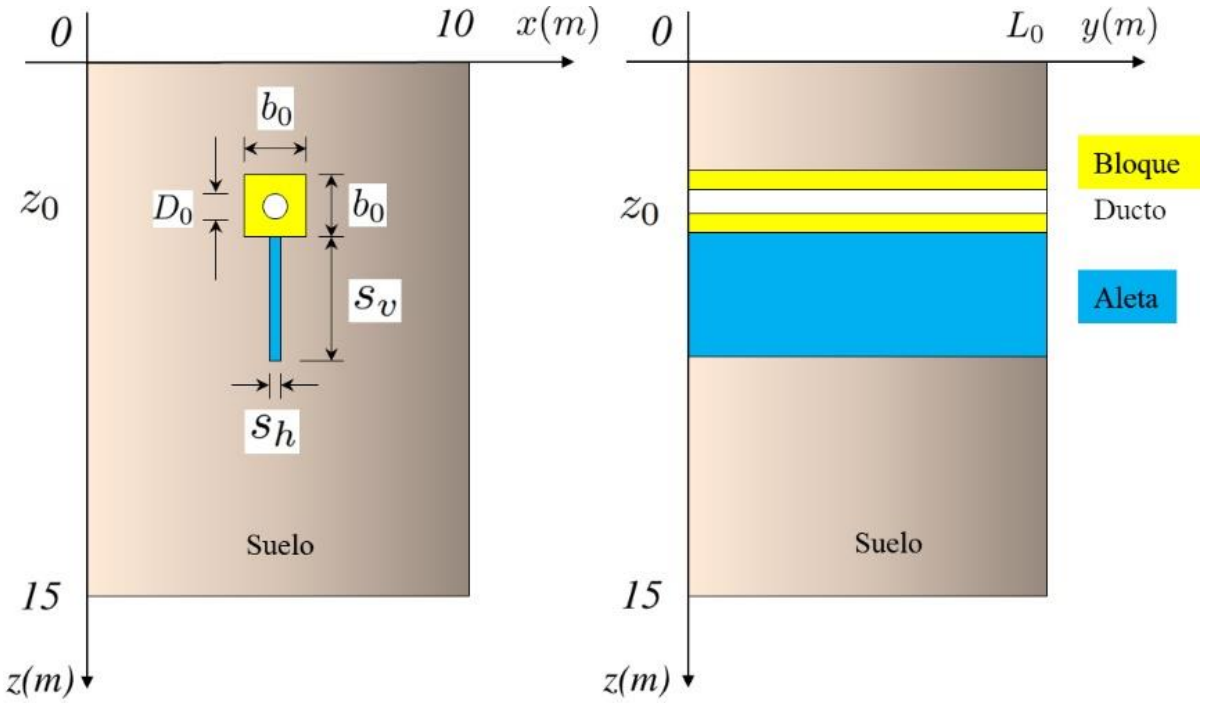


Figura 1. Vistas esquemáticas en 2D para el ducto, el bloque y la aleta.

Para simular el ICTA, se adoptó el modelo GAEA que Domingues et al. (2021) validó contra los datos experimentales de Vaz (2011). GAEA es un modelo 1D que calcula las variaciones longitudinales en la temperatura del aire a lo largo de los ductos; para ello, depende de estimaciones de la temperatura del suelo sin la presencia del ducto. Dado que el aire en el ducto también influye en la temperatura del suelo a su alrededor, las ecuaciones del modelo también evalúan este efecto.

Las principales variaciones en la temperatura del suelo ocurren en el plano x-z, y se pueden despreciar en el plano y-z. Por lo tanto, para calcular las temperaturas en el suelo, el bloque y la aleta, se resolvió la ecuación de conservación de calor:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\lambda}{\rho\, c_p}\left(\frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 T}{\partial z^2}\right) \qquad (1)$$

Aquí, T representa la temperatura (en ^{o}C) y t el tiempo (en s). El intervalo de tiempo total para las simulaciones es de un año y dos meses. En el Cuadro 1 se definen las propiedades termofísicas; los valores para el aire y el suelo vienen dados por Vaz (2011), los de las partes galvanizadas son de Hassanzadeh et al. (2018).

Cuadro 1. Propiedades termofísicas

	Densidad $\boldsymbol{\rho(kg/m^3)}$	**Calor específico** $\boldsymbol{c_p(J/kgK)}$	**Conductividad térmica** $\boldsymbol{\lambda(W/mK)}$
Suelo	1800	1780	2.1
Partes galvanizadas	7800	446	52
Aire	1,16	1010	0,0242

La solución para ecuación (1) está sujeta a las condiciones de contorno:

$$T = T_a \quad \text{en} \quad z = 0 \text{ m}, \tag{2}$$

$$\frac{\partial T}{\partial x} = 0 \text{ °C/m} \quad \text{en} \quad z = 0 \text{ m}, \tag{3}$$

$$\frac{\partial T}{\partial z} = 0 \text{ °C/m} \quad \text{en} \quad z = 15 \text{ m}. \tag{4}$$

En la ecuación (2), T_a es la temperatura del aire en Viamão, se puede modelar por:

$$T_a(t) = 20{,}49 + 5{,}66\, sen\left(\frac{2\pi}{365}t - 5{,}30\right), \tag{5}$$

luego de ajustar por mínimos cuadrados las temperaturas promedio diarias obtenidas por Vaz (2011). La condición inicial es:

$$T_{ini}(z) = 20{,}49 - 5{,}66\, sen(5{,}30 + 0{,}39z)e^{0{,}39z}, \tag{6}$$

donde se está suponiendo que la temperatura del suelo varía inicialmente solo en la dirección z. La ecuación 6 sigue la metodología de Domingues et al. (2021).

Se resolvieron las ecuaciones numéricamente, usando el método de elementos finitos de Galerkin (Hughes, 1987) para la discretización espacial y, el método implícito de diferencias finitas de Euler de primer orden para la discretización del tiempo. Se realizaron varias pruebas de refinamiento antes de adoptar mallas con alrededor de 4000 elementos triangulares, generándolos en el software GMSH (versión 4.8.8). Como lo hizo Domingues et al. (2021), fueron empleados intervalos de tiempo discretos de 1800 segundos. Para las simulaciones se utilizó un código interno desarrollado en el software Matlab (versión R2012a). Como en Domingues et al. (2021), se calculó la eficiencia anual de ICTA usando la ecuación:

$$\theta = \frac{\sqrt{\int_0^{365}(T_o - T_i)^2}}{\sqrt{\int_0^{365}(T_s - T_i)^2}} \tag{7}$$

donde T_o y T_i son, respectivamente, las temperaturas a la salida y entrada del ducto. Aquí, se asumió $T_i = T_a$ de la ecuación (5). En cuanto a T_s, es una estimación de la temperatura en el punto (5 m;1.6 m) del plano $x-z$, es decir en el centro del ducto (ver Figura 1).

Vale la pena agregar las siguientes observaciones.

(a) Para resolver el problema de valores iniciales y de contorno (PVIC), definido desde la ecuación (1) a la ecuación (6), no se está considerando la presencia del ducto, solo el suelo, el bloque y la aleta. El PVIC informa T_s, en la ecuación (7).

(b) Aunque el intervalo total de simulaciones cubre un año y dos meses, se descartan los dos primeros para evitar influencias numéricas por la condición inicial (más detalles en Brum et al. 2019). Por lo tanto, los resultados finales presentados en este trabajo representan un período de un año.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se comenzó comparando los resultados anuales para las temperaturas de salida, considerando un ducto ICTA enterrado a la profundidad z_0 = 1.6 m, similar al caso experimental de Vaz (2011). Esta simulación utilizó una malla basada en la vista $x - z$ de la Figura 1 y el mismo código desarrollado. Como en Vaz (2011) no había bloque ni aleta, solo se programó estas partes del dominio con las mismas propiedades termofísicas del suelo. La Figura 2 muestra que la curva de temperatura de salida se encuentra entre la del aire y la del suelo.

Aquí distinguimos los potenciales térmicos, el del suelo y el del ICTA. El primero es la diferencia entre las temperaturas del suelo y del aire, mientras que el segundo es entre las temperaturas de salida y la de entrada del aire. Cuanto mayor sea la eficiencia del ICTA, más cerca estarán estos dos potenciales (ver ecuación (7)). Como muestra el gráfico de la Figura 2, la inserción del bloque galvanizado y la aleta aumenta considerablemente la eficiencia de ICTA. Además puede observarse que los picos de magnitud del potencial térmico están cerca de 4º C en verano e invierno. En términos anuales, la raíz cuadrada media (RMS) del potencial térmico es de aproximadamente 2.6°C (dado que el potencial térmico es mucho menor durante las estaciones de primavera y otoño).

El Cuadro 2 compara la eficiencia térmica anual del ICTA, θ, variando la longitud del ducto L_0. Los resultados muestran que reducir L_0 también reduce θ. Se observa que la instalación de Vaz (2011) tuvo una eficiencia anual cercana a los 72% utilizando un ducto de 25.77 m. Con el agregado de las partes galvanizadas y usando la misma longitud, se puede obtener $\theta \approx 95\%$.

Cuadro 2. Comparación entre la longitud del ducto (L_0) y la eficiencia térmica anual (θ)

$\boldsymbol{L_0}$(m)	25.77	22.77	19.77	16.77	13.77	10.77
$\boldsymbol{\theta}$(%)	94.88	92.68	89.58	85.21	79.07	70.47

Empleando ductos más cortos, con L_0 variando entre 10.77 m y 13.77 m, se logró eficiencias superiores a 70%; o sea que hay posibilidad de reducir casi a la mitad el tamaño de la instalación manteniendo la eficiencia original.

En la Figura 2 se puede observar que, al reducir la longitud del ducto disminuye la eficiencia térmica como se muestra en el Cuadro 2.

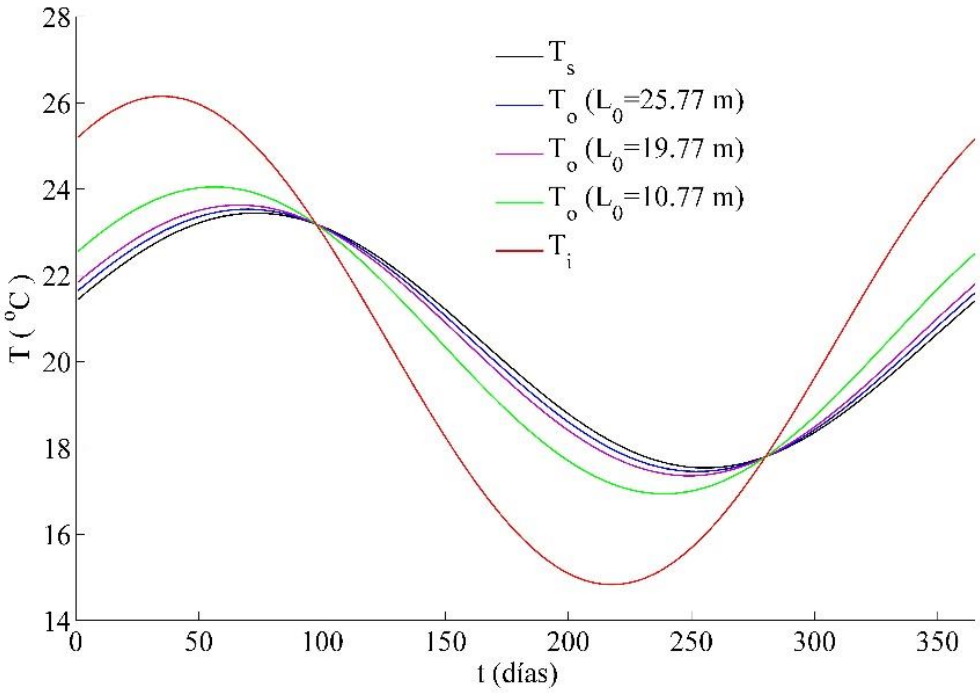


Figura 2. Gráfico de las temperaturas utilizando diferentes largos de ductos.

CONCLUSIONES

La eficiencia térmica anual del ICTA se incrementa significativamente al acoplar los ductos a un conjunto de bloque y aletas galvanizados. Dicha metodología permitió obtener eficiencias cercanas a los 70% utilizando ductos mucho más cortos que una instalación convencional. Por tanto, los sistemas ICTA son mejorables, permitiendo reducir el tamaño de las instalaciones en lugares urbanizados donde los espacios son limitados.

BIBLIOGRAFÍA

Agrawal, K. K. et al. The state of art on the applications, technology integration, and latest research trends of earth-air-heat exchanger system. *Geothermics*, vol. 82, pp. 34–50, 2019.

Benkert, S. et al. Calculation tool for earth heat exchangers gaea. Procedings Building Simulation, Fifth International IBPSA Conference 2, 1997.

Brum, R. S. et al. Design evaluation of earth-air heat exchangers with multiple ducts. *Renewable Energy*, vol. 135, pp. 1371–1385, 2019.

Domingues et al., 2021. Parameter analysis of Earth-air heat exchangers over multi-layered soils in South Brazil. *Geothermics* vol. 93, pp. 1–14, 2021.

Hassanzadeh, R. et al. A new idea for improving the horizontal straight ground source heat exchangers performance. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, vol. 25, pp. 138–145, 2018.

Hughes, T. J. R. *The finite element method (Linear Static and Dynamic Finite Element Analysis)*. Prentice Hall, INC., New Jersey, 1987.

Vaz, J. *Estudo experimental e numérico sobre o uso do solo como reservatório de energia para o aquecimento e resfriamento de ambientes edificados*. PhD thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Brasil, 2011.

IMPACTO DE LA APLICACIÓN FOLIAR DE NANO ZINC-MOLIBDENO EN LA ASIMILACIÓN DE NITRÓGENO EN FRIJOL EJOTERO (*Phaseolus vulgaris* L.)

Carlos Abel Ramírez Estrada[1]; Esteban Sánchez Chávez[1]*; María Antonia Flores Córdova[2]; Celia Chávez Mendoza[1]; Ezequiel Muñoz Márquez[1]; Alejandro Palacio Márquez[1]; Alondra Salcido Márquez[1]; Julio César Anchondo Páez[1]

[1] Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Av. 4ta. Sur 3820, Fracc. Vencedores del Desierto. Cd. Delicias, Chih. México. C. P. 33089.
[2] Facultad de Ciencias Agrotecnológicas de la Universidad Autónoma de Chihuahua. UACH, Av. Pascual Orozco s/n, Campus 1, Santo Niño, Chihuahua, Chih. México. C. P. 31310.
*Autor de correspondencia: esteban@ciad.mx

RESUMEN

El uso de nanopartículas en la fertilización de los cultivos ofrece una alternativa sustentable para mejorar la eficiencia de absorción de nutrientes. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el impacto de la aplicación foliar de un nanofertilizante de Zinc-Molibdeno (Nano ZnMo) en el uso eficiente de nitrógeno (NUE), así como, parámetros de rendimiento y asimilación de nitrógeno en plantas de frijol ejoteto cv. Strike. Se aplicaron vía foliar tres dosis de Nano ZnMo (0, 4 y 8 ppm) en combinación con cuatro dosis de nitrógeno en forma de NH_4NO_3 en solución nutritiva (0, 3, 6 y 12 mM). Los resultados obtenidos indican que el tratamiento que registró el mayor rendimiento fue la combinación de 3 mM de N + 4 ppm de Nano ZnMo con un incremento de 39.3% respecto al control sin aplicación foliar de Nano ZnMo (3 mM de N). La actividad de la enzima NR mostró el mayor incremento en el tratamiento con 12 mM de N + 0 ppm de ZnMo, sin embargo, el coeficiente de NUE se vio favorecido con la aplicación foliar del Nano ZnMo a 4 ppm y 6 mM de N en solución nutritiva. Dicho tratamiento hizo posible la disminución de dosis en fertilización nitrogenada a la vez que aumentó el rendimiento. Por lo tanto, la aplicación foliar de Nano ZnMo hace posible mejorar la eficiencia de absorción de nutrientes e incrementar de forma sustentable la productividad del cultivo de frijol ejotero.

PALABRAS CLAVE: *aminoácidos solubles; eficiencia de asimilación; nanotecnología; nitrato de amonio.*

INTRODUCCIÓN

El frijol es la legumbre más importante para la dieta en occidente. A pesar de ello, la pérdida de fertilidad en los suelos complica el alto rendimiento y pone en peligro la seguridad alimentaria, por lo que es necesario mejorar la fertilización inorgánica (Celmeli *et al*., 2018).

Sin embargo, el uso progresivo de insumos ha generado un problema de contaminación debido al alto porcentaje de pérdidas por lixiviación y volatilización. Uno de los elementos más limitantes en el desarrollo de los cultivos y más susceptibles de pérdida es el nitrógeno (N) (Mitra, 2015). Por lo tanto, las tecnologías avanzadas que permiten la agricultura sostenible, como el uso de la nanotecnología, pueden proporcionar sitios de entrega controlada de ingredientes activos a las plantas y reducir las pérdidas, lo que podría elevar la eficiencia de uso (Solanki *et al*., 2015). La aplicación de nanofertilizantes foliares de micronutrientes como el zinc y el molibdeno puede ser una alternativa para mejorar la NUE debido a su papel metabólico en el proceso de asimilación del N, pero aún existe escasa literatura acerca de los efectos de las nanofertilizantes de estos micronutrientes sobre las respuestas fisiológicas en las plantas. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue estudiar el impacto de la aplicación foliar de un nanofertilizante de Zinc-Molibdeno (Nano ZnMo) en el uso eficiente de nitrógeno (NUE), así como, parámetros de rendimiento y asimilación de nitrógeno en plantas de frijol ejotero cv. Strike.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en las instalaciones del CIAD Delicias, en Cd. Delicias, Chihuahua, México, durante los meses de agosto a octubre del 2020, bajo condiciones de invernadero con una temperatura media de 28.6 °C y humedad relativa promedio del 45%. Plantas de frijol ejotero cv. Strike se desarrollaron durante 60 días, las cuales se sembraron en charolas de germinación y posteriormente fueron trasplantadas a macetas de 13 L con una mezcla 2:1 de vermiculita y perlita, colocando 2 plantas por maceta. Se aplicó una solución nutritiva estándar, sin N, con pH 6±0.1, compuesta de 1.6 mM K_2HPO_4, 0.3 mM K_2SO_4, 4 mM $CaCl_2$, 1.4 mM $MgSO_4$, 5 µM Fe-EDDHA, 2 µM $MnSO_4$, 0.25 µM $CuSO_4$ y 0.5 µM H_3BO_3. Se aplicaron 500 mL de la solución nutritiva por maceta cada tercer día. La aplicación foliar de los tratamientos se realizó desde la aparición de las hojas verdaderas, cada 10 días para un total de 5 aplicaciones durante el ciclo de cultivo.

Se utilizó un diseño experimental completamente al azar, con arreglo factorial 4x3 con cuatro repeticiones, siendo el factor A las dosis de nitrógeno en forma de NH_4NO_3 aplicada en la solución nutritiva (0, 3, 6 y 12 mM de N) y el factor B las dosis del producto comercial de nanofertilizante MoZn (Nano ZnMo) Broadacre® vía foliar (0, 4 y 8 ppm de Mo).

Se evaluó la acumulación de biomasa total y se cuantificó el rendimiento a través de la producción de frutos. Los resultados se expresaron en gramos por planta de peso seco y gramos por planta de peso fresco, respectivamente. Se realizó la extracción y cuantificación de la actividad nitrato reductasa (NR) endógena mediante el método propuesto por Sánchez *et al*. (2004). Por último, se determinó el índice de uso eficiente de nitrógeno a través de las fórmulas propuestas por Moll *et a*l. (1982) y los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis de varianza y una prueba de separación de medias mediante la técnica de Tukey

utilizando un nivel de significancia de α=0.05 (P ≤ 0.05) a través del software SAS versión 9 (SAS, 2004).

Cuadro 1. Descripción de los tratamientos

Dosis de nitrógeno edáfico	Dosis de nanofertilizante de ZnMo foliar (ppm)	Código
0 mM N	0	Control
0 mM N	4	0 N + 4 ZnMo
0 mM N	8	0 N + 8 ZnMo
3 mM N	0	3 N + 0 ZnMo
3 mM N	4	3 N + 4 ZnMo
3 mM N	8	3 N + 8 ZnMo
6 mM N	0	6 N + 0 ZnMo
6 mM N	4	6 N + 4 ZnMo
6 mM N	8	6 N + 8 ZnMo
12 mM N	0	12 N + 0 ZnMo
12 mM N	4	12 N + 4 ZnMo
12 mM N	8	12 N + 8 ZnMo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La biomasa vegetal es un componente indicador de la productividad de los agrosistemas (Martínez y Leyva, 2014). En este estudio, se encontraron diferencias significativas (P ≤ 0.05) entre los tratamientos (Figura 1). La mayor acumulación de biomasa se encontró en el tratamiento de 6 N + 4 ZnMo, sin diferencia significativa con los tratamientos con reducciones al 50% y aumento al 100% de N, lo que posiciona a la combinación de 3 N + 4 ZnMo como la más eficiente. Los resultados obtenidos fueron similares a los reportados por Kovacs *et al*. (2015), quienes observaron una ligera disminución en peso seco con la adición de Mo. Aunque algunos autores indican que la toxicidad por Mo en los cultivos es poco común (Mitra, 2015), en los tratamientos con 0 mM N y 6 mM N se observó una disminución en la producción de biomasa, resultados similares a los obtenidos por Bambara y Ndakidemi (2010), quienes explican que puede ser ocasionado por una sobre acumulación de Mo en leguminosas.

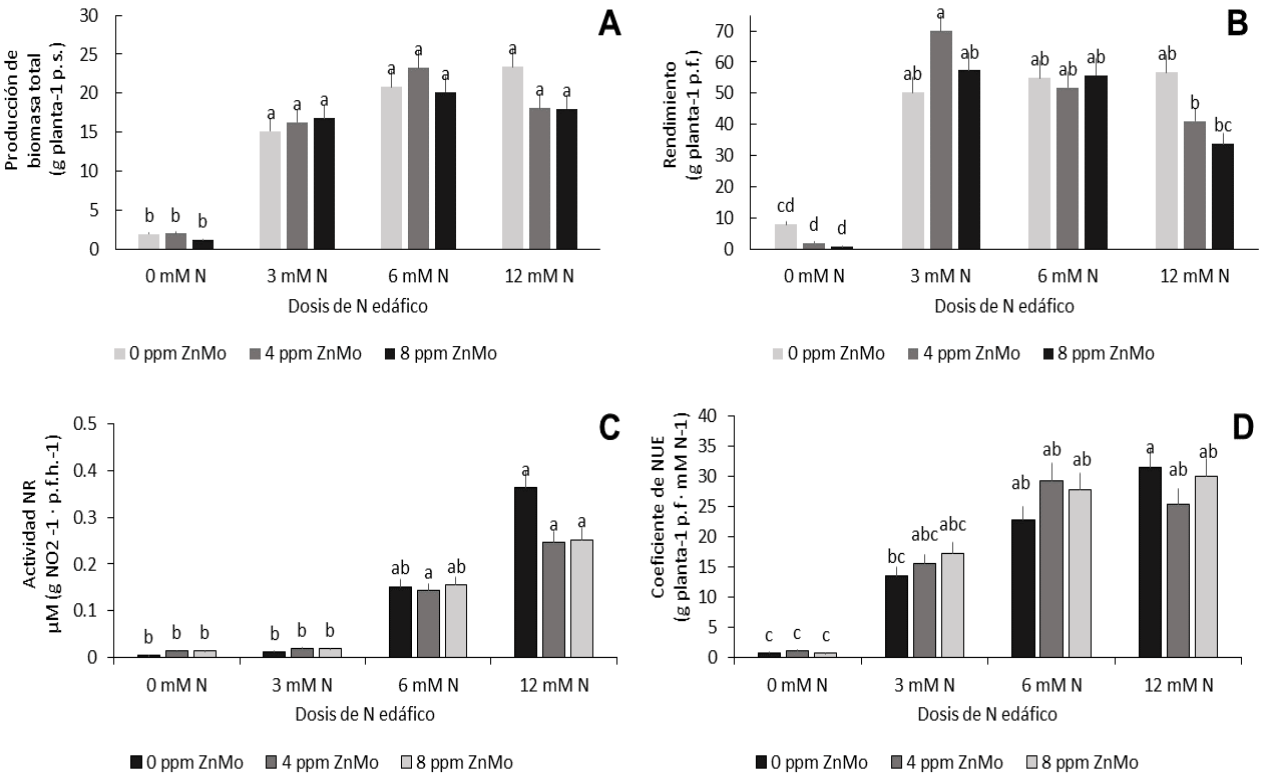


Figura 1. Efecto de la aplicación edáfica de N y foliar de nano ZnMo sobre la producción de biomasa total en peso seco (A), rendimiento (B), expresión de la actividad NR (C) y coeficiente de uso eficiente de nitrógeno (D) en plantas frijol ejotero cv. Strike.

Los resultados en producción mostraron diferencias significativas ($P \leq 0.05$) (Figura 1). El tratamiento que mostró la mayor producción fue 3 mM de N + 4 ppm de Mo con incrementos del 96 % respecto al control sin N, 29 % en relación con la dosis de 6 mM de N y de 43% con la dosis de 12 mM de N. Estos resultados apoyan la teoría de que la adición de nanofertilizantes de Mo y Zn, pueden ayudar a reducir las dosis de nitrógeno aplicadas en los cultivos sin comprometer la producción, de acuerdo con lo obtenido por Gad y Kandil (2013), quienes lograron reducir la dosis de N aplicado en 25% y obtener aumentos en rendimientos del 39.8% con la adición de Mo en chícharo.

En el proceso de crecimiento de las plantas, después de la obtención de nitrógeno, ya sea en forma de nitrato o amonio, el nitrato es reducido a nitrito por acción de la enzima NR, situada en el citosol. En el presente trabajo, se encontraron diferencias significativas ($P \leq 0.05$) en la actividad de la enzima NR (Figura 1) con respecto a la aplicación edáfica de nitrógeno. La actividad NR se vio estimulada a partir de los tratamientos con aplicación de 6 mM de N, siendo los tratamientos con los valores más altos 6 N + 4 ZnMo, 12 N + 0 ZnMo, 12 N + 4 ZnMo y 12 N + 8 ZnMo. Estos resultados, ligados a los obtenidos en producción de biomasa y rendimiento, pueden indicar una posible sobreacumulación del sustrato NO_3^-

en los tratamientos bajo 12 mM de N y también, una mayor eficiencia translocación por parte de los con 3 mM de N, en los cuales se encontró el tratamiento con mayor rendimiento y menor activación de la enzima.

La NUE puede definirse como la producción de biomasa vegetal por unidad de nitrógeno disponible (Rosales *et al*., 2020). En el presente estudio, fueron encontradas diferencias significativas ($P \leq 0.05$) entre tratamientos con respecto al coeficiente de NUE (Figura 1). Los valores obtenidos mostraron al tratamiento más eficiente como el 3 N + 4 ZnMo, con incrementos de casi 10 veces con respecto al control sin aplicación de N (0 N + 4 ZnMo), del 170% con respecto al tratamiento con una dosis doble de N (6 N + 4 ZnMo) y del 582.1% con respecto al tratamiento con una dosis 4 veces mayor de N (12 N + 4 ZnMo). Los resultados obtenidos concuerdan con lo encontrado por Zewail *et al*. (2021), quienes indican que la aplicación de micronutrientes en forma de nanofertilizantes pueden hacer su rol en el crecimiento de las plantas más eficiente. Sus resultados reportan un aumento en parámetros de crecimiento y desarrollo en plantas de stevia como altura de la planta, numero de hojas y peso fresco y seco de tallo, tras la aplicación de una nanoformulación de microelementos (Boro, Zinc, Molibdeno).

CONCLUSIONES

La aplicación de nanofertilizantes de Zn y Mo en forma foliar, a dosis bajas (4 ppm de Nano ZnMo), combinada con la aplicación de N edáfico a dosis bajas (3 mM de N) incrementó la eficiencia de uso del nitrógeno, al reducir las dosis aplicadas y obtener una producción de biomasa y un rendimiento elevados en plantas de frijol ejotero cv. Strike. Finalmente, destacar que se necesita más investigación para explorar todo el campo de acción de los nanofertilizantes y su impacto en el desarrollo de cultivos y concretamente sobre su interacción con las biomoléculas.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo económico otorgado en el programa nacional de becas de posgrado con la clave CVU No. 1011744.

BIBLIOGRAFÍA

Bambara, S., & Ndakidemi, P. A. (2010). Effects of Rhizobium innoculation, lime and molybdenum on nitrogen fixation of nodulated Phaseolus vulgaris L. African Journal of Microbiology Research, 4(9): 682-696.

Celmeli, T., Sari, H., Canci, H., Sari, D., Adak, A., Eker, T., & Toker, C. (2018). The nutritional content of common bean (Phaseolus vulgaris L.) landraces in comparison to modern varieties. Agronomy, 8(9): 166.

Gad, N., & Kandil, H. (2013). Evaluate the effect of molybdenum and different nitrogen levels on cowpea (Vigna anguiculata). J. Appl. Sci. Res, 9(3): 1490-1497.

Kovács, B., Puskás-Preszner, A., Huzsvai, L., Lévai, L., & Bódi, É. (2015). Effect of molybdenum treatment on molybdenum concentration and nitrate reduction in maize seedlings. Plant Physiology and Biochemistry, 96: 38-44.

Mitra, G. N. (2015). Regulation of nutrient uptake by plants. New Delhi: Springer, 10, 978-981.

Martínez Romero, A. y Leyva Galán, A. (2014). La biomasa de los cultivos en el oecosistema. Sus beneficios agroecológicos. Cultivos Tropicales, 35(1), 11-20.

Moll, R. H., Kamprath, E. J., & Jackson, W. A. (1982). Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization 1. Agronomy journal, 74(3): 562-564.

Rosales, M. A., Franco-Navarro, J. D., Peinado-Torrubia, P., Díaz-Rueda, P., Álvarez, R., & Colmenero-Flores, J. M. (2020). Chloride improves nitrate utilization and NUE in plants. Frontiers in plant science, 11: 442.

Sánchez E, Rivero RM, Ruiz JM, Romero L (2004). Changes in biomass, enzymatic activity and protein concentration in roots and leaves of green bean plants (Phaseolus vulgaris L. cv. Strike) under high NH4NO3 application rates. Scientia Horticulturae 99(3-4):237-248. https://doi.org/10.1016/S0304 4238(03)00114-6

Solanki, P., Bhargava, A., Chhipa, H., Jain, N., & Panwar, J. (2015). Nano-fertilizers and their smart delivery system. In Nanotechnologies in food and agricultura, 81-101.

Zewail, R. M., Ali, M., El-Gamal, I. S., Al-Maracy, S. H., Islam, K. R., Elsadek, M., ... & El-Desouky, H. S. (2021). Interactive Effects of Arbuscular Mycorrhizal Inoculation with Nano Boron, Zinc, and Molybdenum Fertilization on Stevioside Contents of Stevia (Stevia rebaudiana, L.) Plants. Horticulturae, 7(8): 260.

MONITOREO BIOQUÍMICO DE LA REMEDIACIÓN DE UN SITIO INTEMPERIZADO DE MINA ALTAMENTE CONTAMINADO DE SAN LUIS POTOSÍ

Ángeles Martínez Toledo[1]; Donaji Josefina Ganzález Mille[1]; Guillermo Espinoza Reyes[1]; César Artuto Ilizaliturri[1]

[1]Facultad de Medicina-Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Coordinación para la Aplicación de la Ciencia y la Tecnología (CIACyT-CIAAS), Av. Sierra Leona # 550, 2da. Lomas de San Luis, San Luis Potosí, México
Autor de correspondencia: cesar.ilizaliturri@uaslp.mx

RESUMEN

La actividad minera en San Luis Potosí, México, desde sus inicios (siglo XVI) ha dejado suelos impactados por altas concentraciones de metales pesados, alterando la salud y calidad de los suelos, produciendo efectos dañinos en la flora y fauna de los ecosistemas, incluidos los seres humanos. Por lo que se generó un plan de remediación de este tipo de suelo. El presente trabajo tuvo como objetivo el monitoreo de un suelo remediado, a través de técnicas bioquímicas y biológicas para evidenciar el efecto en la salud del suelo del proceso de remediación empleado. Para ello se obtuvieron muestras de suelo en cuatro fechas distintas, suelo sin actividad minera, suelo contaminado sin remediar y del suelo al que se le aplico remediación. Los parámetros analizados fueron fosfatasas ácidas, arilsulfatasas, glucosidasas y ureasas, así como el nivel de actividad del perfil fisiológico del suelo. Los resultados indicaron un aumento de las actividades enzimáticas, preferentemente de glucosidasas y arilsultasas, así como del nivel del perfil fisiológico en el suelo remediado. Las técnicas bioquímicas y biológicas empleadas en este estudio fueron adecuadas para evaluar la efectividad del proceso de remediación empleado.

PALABRAS CLAVE: *actividad enzimática; perfil fisiológico; salud del suelo; suelos de mina*

INTRODUCCIÓN

En San Luis Potosí, México, se ha practicado la minería por varios siglos (desde el XVI). Está actividad comenzó de forma artesanal (gambusinos) (CAMIMEX, 2019), generando la acumulación de residuos en extensas áreas. Estos residuos con altas concentraciones de metales pesados han provocado el deterioro de la salud y calidad del suelo (Martínez-Toledo *et al.*, 2017). Debido a la evidencia del daño ocasionado no solo a los ecosistemas sino a la salud humana (Fernández-Macías *et al.*, 2020), se hace necesaria la rehabilitación de los sitios contaminados, actualmente existen diversas técnicas de remoción de estos contaminantes (Liu *et al.*, 2018). Sin embargo, independientemente de la técnica empleada, y además de evaluar la remoción del contaminante, es necesario que durante o después de la remediación de sitios contaminados se evalúe la salud y calidad del suelo, mediante parámetros fisicoquímicos, bioquímicos y biológicos (Cuevas-Díaz *et al.*, 2017). Por lo que el objetivo del presente trabajo fue dar seguimiento al proceso de recuperación de suelos

altamente contaminados con residuos de mina, mediante la evaluación de la actividad bioquímica del suelo, con la finalidad de evidenciar el progreso a su rehabilitación.

MATERIALES Y MÉTODOS

LUGAR DE ESTUDIO Y MUESTREO

El área de estudio se localiza en la región árida del estado de San Luis Potosí. Los tipos principales de suelos que se distribuyen en el área son calcicos, xerosles y litosoles. El tipo predominante de vegetación es el matorral; el clima es seco, del tipo estepa semidesértica. Se encuentra a una altitud de 2000 metros sobre el nivel del mar, la temperatura media anual es de 17 °C, y la precipitación anual es de 400 mm de columna de agua (INAFED, 2019).

El muestreo se realizó en cuatro fechas (noviembre 2019, septiembre 2020, mayo 2021 y octubre 2021), en un suelo contaminado sin remediación (referencia positiva-RP), en un suelo sin contaminación y sin remediación (referencia negativa-RN) y del suelo contaminado (suelo con residuos de actividad minera) al que se le aplico remediación (SR). Las muestras se colectaron a una profundidad de 0-10 cm, se homogenizaron utilizando el método de cuarteo (Popek, 2018), se tamizaron por malla de 2 mm y se almacenaron a 4 °C hasta su análisis, las muestras se colectaron en tubos para centrifuga estériles.

ENZIMAS DEL SUELO

La fosfatasa ácida (PHO) se estimó por el método espectrofotométrico reportado por Tabatabai y Bremner en 1969, basados en la determinación de p-Nitrofenol (p-NP) liberado en el suelo después de la incubación con buffer de p-Nitrofenil fosfato (Cele-Maboeta, 2016). La enzima arilsulfatasa (ARS) fue determinada de acuerdo al método reportado por Tabatabai y Bemner (1969), reportado por Dick (2011). El método colorimétrico y fotométrico fue usado para determinar la actividad la β-Glucosidasa en suelo (GLU) basada en la liberación de p-NP por la reacción de hidrólisis del p-Nitrofenil β-D-Glucopiranosido (Cele-Maboeta, 2016). La actividad Ureasa (UR) reportada por Dick (2011), basada en la determinación del amonio liberado de la incubación de suelo a 37 °C durante 2 h. Cada muestra fue procesada por triplicado.

NIVEL DEL PERFIL FISIOLÓGICO DE LAS COMUNIDADES

El nivel del perfil fisiológico de las comunidades (CLPP- por sus siglas en inglés) fue realizado siguiendo el método desarrollado por Weber y Legge (2009), se pesó un gramo de suelo tamizado (2 mm) y se agregó a 9 mL de una solución salina estéril al 0.85% y se agitaron por 30 segundos, y se realizaron diluciones seriadas. De la dilución 10^{-3} se utilizaron 150 µL para inocular la placa de Biolog® EcoPlates, se incubaron a 25 °C. Las lecturas se realizaron inmediatamente después de la inoculación y después de cada 24 h hasta las 120 h a 590 nm (lector de microplacas SINERGY H1 Biotek™). La densidad óptica de cada micro pozo se corrigió restando la DO del control (agua), la actividad microbiana se expresó como el promedio del color desarrollado por cada pozo (AWCD - por sus siglas en inglés).

Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó STATISTICA (versión 13.0 Dell Inc.®, Tulsa, Okla-homa, USA), para las diferencias entre las medias se utilizó la U de Man-Whiney, con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS

A las muestras del suelo se les evaluó la actividad fosfatasa alcalina (PHO), arilsulfatsa (ARS), β-Glucosidasa (GLU) y ureasas (UR). Los resultados de la actividad PHO del primer muestreo, indicaron que no hay diferencia estadísticamente significativa ($p<0.05$) entre los tres suelos (RN, RP y SR), la ARS fue más alta en el suelo RN que en los sitios RP y SR. La GLU fue mayor en RN y RP y menor en SR, y la UR no mostró diferencia entre cada suelo ($p<0.05$). En el segundo muestreo las actividades PHO y ARS fue mayor en suelos RN y RP, y menores en SR pero en general más altas que en el primer muestreo. Las actividades GLU y UR, fueron mayores en suelos RN, y no hubo diferencias significativas ($p<0.05$) entre los suelos RP y SR. En el tercer muestreo se observó un aumento de actividad de las cuatro enzimas en suelos SR, no presentando diferencias significativas ($p<0.05$) con los suelos RN y RP. Para el cuarto muestreo se observó que actividad de las cuatro enzimas en suelos RN fue más alta que en suelos RP y SR y entre estos dos suelos no se observó diferencia significativa ($p<0.05$) (Figura 1).

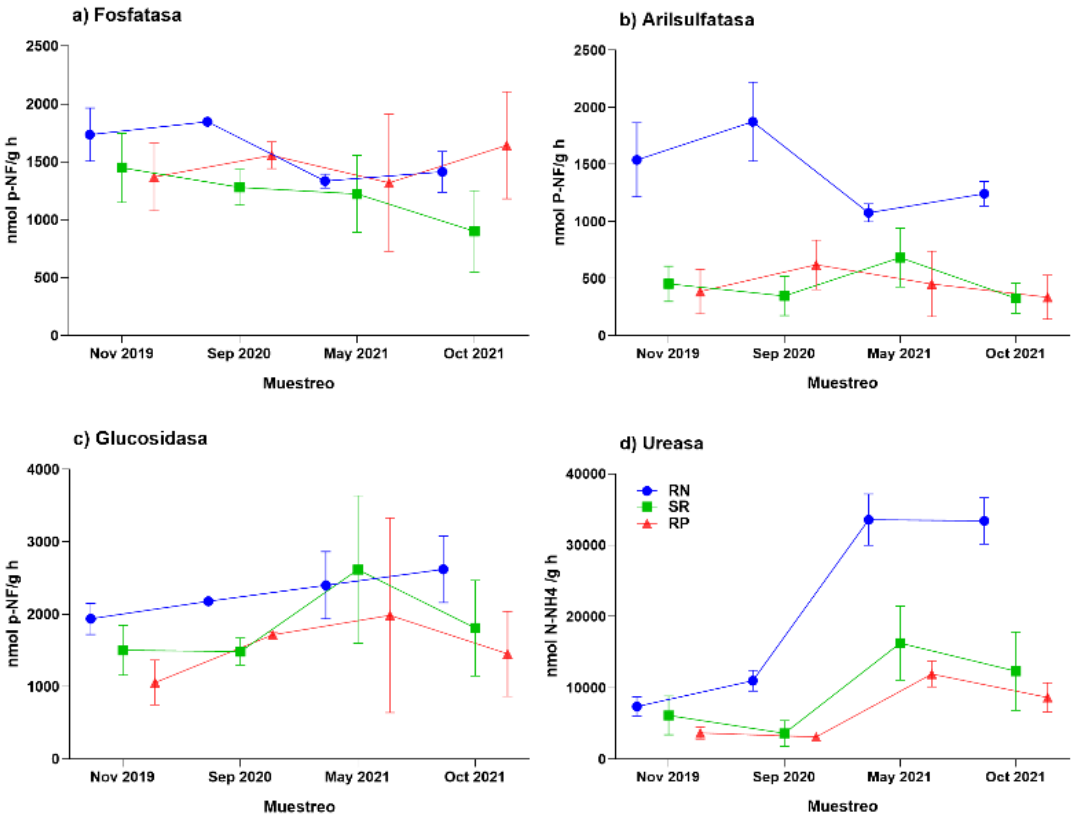


Figura 1. Actividad enzimática observada en los tres suelos a través del tiempo.

PERFIL FISIOLÓGICO (CLLP)

En el resultado del primer muestreo el consumo de carbono total (AWCD) a 120 h medido por el desarrollo promedio de color por micro pozo no muestra diferencias entre los tres suelos (Figura 2).

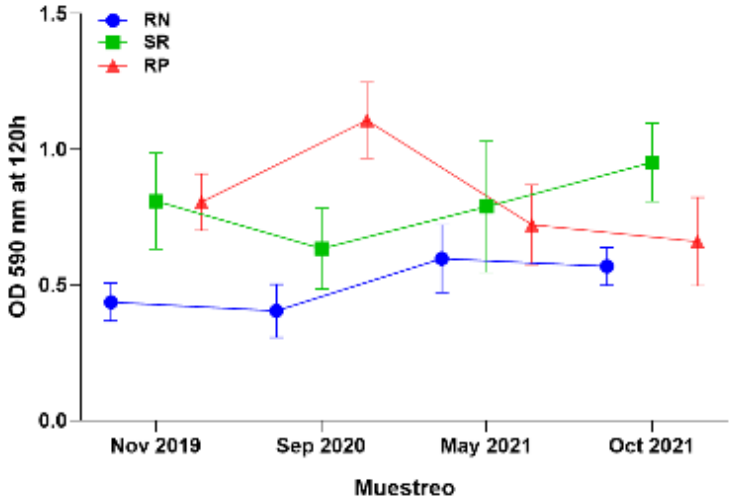


Figura 2. Evolución del AWCD de los tres suelos a través del tiempo.

El mismo comportamiento que se observó en el consumo relativo por familia de sustratos de carbono, aminas (AMI), amino ácidos (AMN), carbohidratos (CAR), ácidos carboxílicos (ACA), polímeros (POL), sin embargo, se observa una disminución en el consumo de AMI en suelos RP (Figura 3).

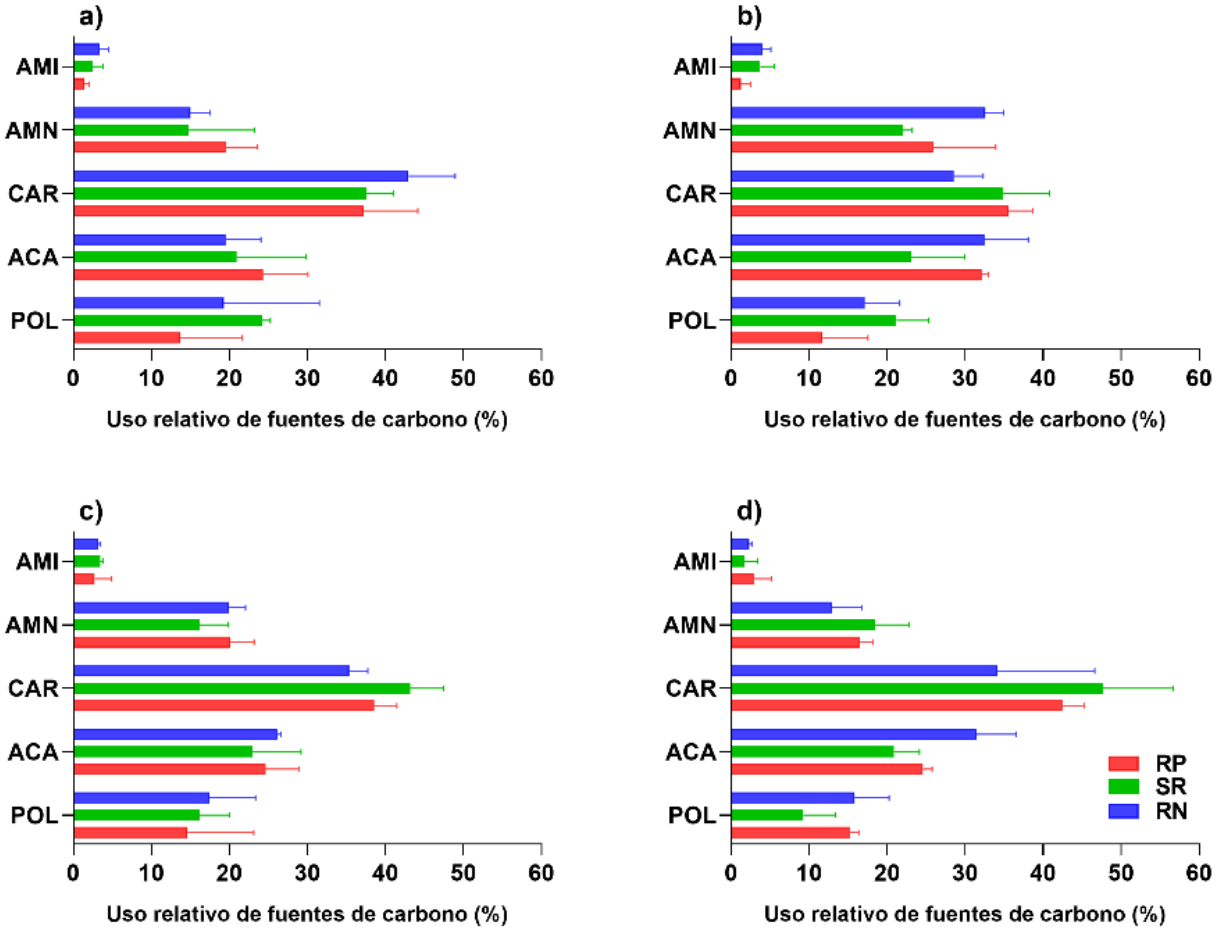


Figura 3. Consumo de sustratos en los tres tipos de suelo durante el tiempo a) Nov 2019, b) Sep 2020, c) May 2021 y d) Oct 2021.

En el segundo muestreo se observó una mayor actividad metabólica en los suelos RP y SR, que en el suelo RN. Sin embargo, el consumo en las fuentes de carbono tampoco presentó diferencias significativas, pero se observó el mismo fenómeno con las AMI en los suelos RP. En el tercer muestreo, se observaron niveles de AWCD muy semejantes entre los tres suelos, al igual que en el consumo por substrato. En el cuarto muestreo el AWCD en el suelo SR fue mayor que en los otros dos suelos. Los polímeros fueron los menos consumidos en los suelos SR.

Del análisis de resultados se observó que al principio las actividades de las cuatro enzimas fuero menores en los suelos SR y RP, y más altas en el suelo RN, en el segundo muestreo se aumentó la actividad de las PHO, ARS y GLU en los tres suelos, pero la UR se mantuvo sin cambio, en el tercer muestreo esta enzima aumento su actividad y las otras tres se mantuvieron constantes. Este aumento de actividad enzimática infiere un aumento de fuentes accesibles de nutrientes, preferentemente se consumieron los CAR, evidenciando la necesidad de fuentes de energía, resultados que fueron consistentes con lo encontrado en otros estudios (Chavan y Nadanathangam, 2020; Martínez-Toledo *et al.*, 2021). Las bajas actividades enzimáticas del primer muestreo coinciden con la baja actividad AWCD en los

tres tipos de suelo, condición que se presenta en sitios contaminados similares a nuestro estudio (Fazekaš *et al.*, 2019) en el segundo muestreo el AWCD fue menor en el de RN que lo observado en los otros dos suelos (SR y RP), coincidiendo con el aumento de actividad enzimática en estos mismos suelos. Entre estos dos periodos se observó en el suelo SR, también un cambio en el patrón de consumo de sustratos lo cual indica el cambio en las comunidades microbianas del suelo por efecto del proceso de remediación empleado, evidenciado la existencia de comunidades microbianas resilientes en los suelos, similar a lo reportado por Kenarova *et al.* (2014). Entre el tercer y cuarto muestreo las actividades se mantuvieron constantes pero la GLU del cuarto muestreo disminuyo con respecto a la actividad del tercer muestreo y la UR de los suelos SR y RP disminuyo en el cuarto, mientras que el en el suelo RN se mantuvo contante durante este periodo. Durante el tercer y cuarto periodo de muestreo el AWCD del suelo SR, se mantuvo sin alterar el patrón de consumo de fuentes de carbono, lo cual permite inferir que las poblaciones microbianas fueron favorecidas aumentando su actividad metabólica y que perduraron en el tiempo, confirmado también por el aumento de actividad enzimática con respecto al tiempo y con respecto al suelo de referencia.

CONCLUSIONES

En general los procesos de remediación de suelos no producen cambios favorables en cortos lapsos de tiempo, es necesario esperar a que el tratamiento aplicado permita la recuperación de las comunidades microbianas responsables de las trasformaciones de materia y energía retomen su cauce y se observe un cambio que denote su recuperación. Los resultados de este estudio permiten concluir que el proceso de remediación empleado está favoreciendo la recuperación del suelo, incluso, en las enzimas ARS y UR aumentaron por encima de lo observado en el SN. En cuanto al nivel de AWCD el suelo remediado alcanzo los mismos niveles que el del SN. Por lo tanto, los parámetros evaluados fueron adecuados para el monitoreo de suelos en proceso de remediación.

REFERENCIAS

Cámara minera de México (CAMIMEX). 2019. Situación de la minería en México 2018. https://camimex.org.mx/files/4415/6262/3084/02_info_2019.pdf. Revisado el 4 de junio de 2019

Cele EN, Maboeta M. 2016. Response of soil enzyme activities to synergistic effects of biosolids and plants in iron ore mine solids. Int J Environ Sci Technol 13:2117–2126

Chavan S, Nadanathangam V. 2020. Shifts in metabolic patterns of soil bacterial communities on exposure to metal engineered nanomaterials. Ecotoxicol Environ. Saf. 189, 110012. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110012

Cuevas-Díaz MdC, Martínez-Toledo A, Guzmán-López O, et al. 2017. Catalase and phosphatase activities during hydrocarbon removal from oil-contaminated soil amended with agro-industrial by-products and macronutrients. Water Air Soil Pollut. 228:1–11. DOI:10.1007/s11270-017-3336-2

Dick R. 2011. Methods of soil enzymology, Soil Science Society of America (Ed) UAS, pp 104–108, 165–168, 195–198, 250–256

Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México: San Luis Potosí. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED). 2019. http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM24sanluispotosi/index.htm. Revisado el 20 de octubre de 2019

Fazekaš J, Fazekašová D, Adamišin P, Huličová P, Benková E. 2019. Functional diversity of microorganisms in metal- and alkali-contaminated soils of Central and North-eastern Slovakia. Soil Water Res. 14 (1):32–39. https://doi.org/10.17221/ 37/2018-SWR

Fernández-Macías JC, González-Mille DJ, García-Arreola ME, Cruz-Santiago O, Rivero-Pérez NE, Pérez-Vázquez F, Ilizaliturri-Hernández CA. 2020. Integrated probabilistic risk assessment in sites contaminated with arsenic and lead by long-term mining liabilities in San Luis Potosi, Mexico. Ecotoxicol. Environ. Saf. 197, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110568, 110568

Kenarova A, Radeva G, Traykov I, Boteva S. 2014. Community level physiological profiles of bacterial communities inhabiting uranium mining impacted sites. Ecotoxicol. Environ. Saf. 100, 226–232. https://doi.org/10.1016/j. ecoenv.2013.11.012

Lui L, Li W, Song W, Guo M. 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. Sci. Total Environ. 633, 206-2019.doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.161

Martínez-Toledo A, Montes-Rocha A, González-Mille DJ, Espinosa-Reyes G, Torres-Dosal A, Mejía-Saavedra JJ, Ilizaliturri-Hernández CA. 2017. Evaluation of enzyme activities in long-term polluted soils with mine tailing deposits of San Luis Potosí, México. J. Soil Sediment. 17, 364–375. https://doi.org/10.1007/s11368- 016-1529-8

Martínez-Toledo A, González-Mille DJ., García-Arreola ME, Cruz-Santiago O, Trejo-Acevedo A, Ilizaliturri-Hernández CA. 2021. Patterns in utilization of carbon sources in soil microbial communities contaminated with mine solid wastes from San Luis Potosi, Mexico. Ecotoxicol Environ Saf. 208, 111493. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111493

Popek E. 2018. Sampling and Analysis of Environmental Chemical Pollutants. Elsevier. ISBN 978–0-12–803202-2. https://doi.org/10.1016/C2014-0-03819-1

Tabatabai MA, Bremner JA. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1:301–307

Weber KP, Legge RL. 2009. One-dimensional metric for tracking bacterial community divergence using sole carbon source utilization patterns. J. Microbiol. Methods 79 (1):55–61

INFLUENCIA DEL ÁCIDO HÚMICO EN EL TRANSPORTE DE NANOPARTÍCULAS DE CuO A TRAVÉS DE UNA MATRIZ POROSA REPRESENTATIVA DE UN SUELO AGRÍCOLA

Cesar David Condori Chambi[1]; David Alejandro Estrada Acosta[1]; Joan Sebastián Salas Leiva[1]; Socorro Tarango Rivera[2]; María Antonia Luna Velasco[1*]

[1] Centro de Investigación de Materiales Avanzados, Av. Miguel de Cervantes #120 Complejo Industrial Chihuahua, 31136, Chihuahua, México.
[2] Campo Experimental Delicias, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Km 2 Carretera Delicias-Rosales, 33000, Delicias Chihuahua México.
*antonia.luna@cimav.edu.mx

RESUMEN

El Cu es un micronutriente que comúnmente muestra deficiencia en suelos rizoféricos del cultivo de nogal. Las nanopartículas de CuO (NPs CuO) han mostrado potencial para cubrir esta deficiencia. Por tanto, es importante estudiar la movilidad y disolución de NPs en condiciones del suelo agrícola, para estimar el grado de retención/migración y liberación del ión Cu en ese entorno. El transporte de NPs CuO (487 mg/L) se evaluó en columnas con arena comercial bajo saturación, alimentando 3 volúmenes de poro (VP) de NP con y sin ácido húmico (AH, 100 mg/L), fuerza iónica 10 mM y en flujo descendente de 2.5 mL/min; simulando el contenido de materia orgánica, conductividad y la condición de riego de un suelo nogalero de la región de Chihuahua. Las NPs CuO y el Cu^{2+} se midieron a la salida cada 0.60 VP para obtener las curvas de ruptura (BTCs). También se caracterizó en tamaño hidrodinámico (TH) y potencial z (ζ) de la dispersión de NPs. La presencia de AH causó mayor movilidad de NPs CuO (20%) y liberación de Cu^{2+} (<10%), lo que se explica por el TH mucho menor (200 nm) y ζ negativo (~-40 mV), que contrasta con el TH >1000 nm y ζ positivo (~-20 mV) en ausencia de AH. Los resultados sugieren que las NPs CuO con AH podrían aportar Cu^{2+} en la zona rizosférica (17 cm de profundidad) del cultivo de nogal, ya que se observó una liberación controlada de Cu^{2+} y alta retención (>80%).

PALABRAS CLAVE: *columnas; curva de ruptura; potencial zeta; tamaño hidrodinámico*

INTRODUCCION

La deficiencia de Cu en diferentes cultivos, se trata con fertilizantes convencionales como $CuSO_4.5H_2O$, $3Cu(OH)_2.CuCl_2.4H_2O$, $CuSO_4.3Cu(OH)_2$, los cuales en su mayoría tienen tasas de infiltración altas y baja eficiencia en la producción de cultivos agrícolas (Alloway, 2008).

Los nanofertilizantes se han evaluado como una alternativa, con mayor aprovechamiento y mejor eficiencia en la producción de cultivos. Diferentes nanomateriales han sido objeto

de estudios, como nanofertilizantes y nanopesticidas (Adisa et al., 2019); entre estos los de base Cu (NPF, ICON Copper, TreGeek, entre otros). Paralelamente, varios estudios han evaluado el transporte y retención nanomateriales a través de diferentes tipos de matrices de arena y/o suelo con diferentes condiciones como flujo y concentración de entrada de NPs, fuerza iónica, materia orgánica, así como estabilizantes en NPs con el fin de explicar las condiciones donde se da el mayor y menor transporte de nanomateriales.

Kanel y colaboradores en 2011 determinaron la influencia del pH (3, 7, 9 y 11) y carboximetilcelulosa (CMC) en el transporte de dispersiones de NPs ZnO y la liberación Zn^{2+}, en columnas de arena de sílice saturada, encontrando que a pH (3) el Zn existe como ión, mientras que a pH (11) el Zn esta como nanopartícula (Kanel & Al-Abed, 2011).

Zhang y colaboradores en 2019 evaluaron el transporte de NPs TiO_2 con diferentes tipos de materia orgánica disuelta provenientes de estiércol de cerdo, lodos y sedimento, a través de una columna de arena saturada (Zhang et al., 2019). Por otro lado en 2020, Qian y colaboradores estudiaron el efecto de los insumos orgánicos agrícolas en el transporte de nanopartículas de ferrihidrita (FHNP), en columnas de arena mezclada con proporciones variables de biocarbón o estiercol porcino prístino, en condiciones saturadas; con la finalidad de simular la liberación de materia orgánica y los cambios en la rugosidad de la superficie de los granos de arena (Qian et al., 2020).

Los suelos agrícolas tienen un intervalo de materia orgánica de 12 a 104 mg/L en función de carbono disuelto, donde se puede simplificar a ácidos húmicos. En este estudio se escogió un valor de 100 mg/L y el objetivo fue evaluar la influencia del ácido húmico en el transporte de NPs CuO, a través de arena comercial tomando en cuenta las propiedades fisicoquímicas del suelo de nogal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Matriz porosa

La arena comercial fue obtenida de Sigma Aldrich con un tamaño promedio de partícula de 250 um. La densidad aparente y la porosidad se determinaron por métodos de referencia (Duque Escobar & Escobar Potes, 2002).

Caracterización de suelo de nogal

Se tomaron 10 muestras de suelo de nogal rizosférico excavando aproximadamente 20 ± 5 cm de profundidad alrededor de un radio de 20 ± 5 cm, de una huerta en Delicias, Chihuahua, México (28° 13′ 40″ N, 105° 22′ 48″ W). Luego se obtuvo una muestra compuesta mezclando las 10 muestras, y a esta se le realizó un análisis edafológico que incluyó parámetros fisicoquímicos como pH, conductividad, materia orgánica, entre otros. Esos parámetros se tomaron de referencia para el transporte de NPs CuO en arena comercial.

Preparación de dispersiones de NPs CuO

Las NPs CuO sintetizadas por el método de precipitación rápida (Lanje et al., 2010), se dispersaron (400 mg/L) en buffer trizma 1 mM ajustado a la fuerza iónica 10 mM con NaCl. En el caso de las dispersiones con ácido húmico (100 mg/L), este se adicionó en la solución de buffer trizma 1 mM a fuerza iónica 10 mM, la cual se dejó en agitación durante 24 h y se pasó por papel de filtro para separar las partículas sedimentadas. Luego, se mezcló con las NPs CuO las cuales fueron agitadas y sonicadas previo a su caracterización respectiva.

Determinación del tamaño hidrodinámico (TH) y potencial Z (ζ)

El TH y ζ de las NPs CuO se determinó mediante la técnica de dispersión de luz dinámica DLS (Zetasizer) y el principio de movilidad electroforética, respectivamente, en dispersiones de NP (400 mg/L) con y sin AH; por medio de un equipo nanoziser de Marvern.

Transporte y disolución de NPs CuO en columnas de arena

Una columna de vidrio de 17 cm de altura x 2.5 cm de diámetro con un filtro de fibra de vidrio en la parte inferior, fue empaquetado con arena pre-tratada previamente con HCl al 1%. Luego se saturó con 5 VP (171 mL) de buffer (trizma 1 mM y pH 8.4), mediante un flujo descendente de 2.5 mL/min. Luego, se alimentaron 3 VP NPs CuO (487 ppm) dispersas en trizma (1 mM) y en agitación constante, seguido de 3 VP de solución buffer sin NPs CuO. Se recolectaron muestras a la salida cada 20 min y se centrifugaron a (7700 rcf) para la separación de las NPs CuO y el Cu soluble. Finalmente, las muestras se digirieron HCl y se midieron por Espectrometría de Emisión por Plasma (ICP).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades fisicoquímicas de la arena comercial y el suelo de nogal

Del análisis edafológico del suelo de nogal, se obtuvo una clasificación textural de tipo Franco arcilloso arenoso, con arena como su principal componente (55%) y un contenido medio de materia orgánica. También se notó la deficiencia del micronutriente de Cu, con tan sólo 1 ppm, así como una naturaleza moderadamente alcalina del suelo (pH 7.94) (Cuadro 1). Los valores de pH, MO y conductividad se tomaron de referencia para el estudio de transporte de NPs CuO.

Cuadro 1. Propiedades fisicoquímicas de la arena comercial y suelo de nogal

Propiedades físicas de la arena comercial				
Densidad aparente	1.52 ± 0.03			
Porosidad	0.41 ± 0.02			
Análisis edafológico del suelo de nogal				
Textura del suelo	**Parámetro**	**Valor**	**Parámetro**	**Valor**
Arena: 55.88%	Conductividad	1.27 ± 0.27	Fe	5.60 ± 0.74
Limo: 23.28 %	(dS/m)		(ppm)	
Arcilla: 20.84%%	pH	7.94 ± 0.28	Mn	35.77 ± 27.83

Franco-arcillo-arenoso			(ppm)	
	% Materia orgánica	3.35 ± 0.58	Zn (ppm)	10.79 ± 0.97
	% $CaCO_3$	5±0.00	Cu (ppm)	0.98 ± 0.02
	% Saturación	50.17 ± 6.51	Mg (ppm)	340 ± 50.28

Tamaño hidrodinámico y potencial Zeta en dispersiones de NPs CuO

El TH y ζ son importantes para explicar el grado de movilidad de las NPs en una matriz porosa. En la Figura 1 se nota que la presencia de ácido húmico disminuyó significativamente la aglomeración de NPs CuO, dando un TH menor a 200 nm (Figura 2[a]), que contrastó con el obtenido en ausencia de AH, >1000 nm, donde las NPs CuO formaron aglomerados, y pueden perder sus propiedades intrínsecas (Gordillo-Galeano & Mora-Huertas, 2021). Por su parte, el valor de ζ dentro del intervalo de dispersiones estables y negativo (-30 mV) en la dispersión con AH, corresponde con el TH mas pequeño. La obtención de tamaños hidrodinámicos menores y una carga mayor en las NPs con AH, nos indica que el AH favorece la estabilización y la dispersión de las mismas.

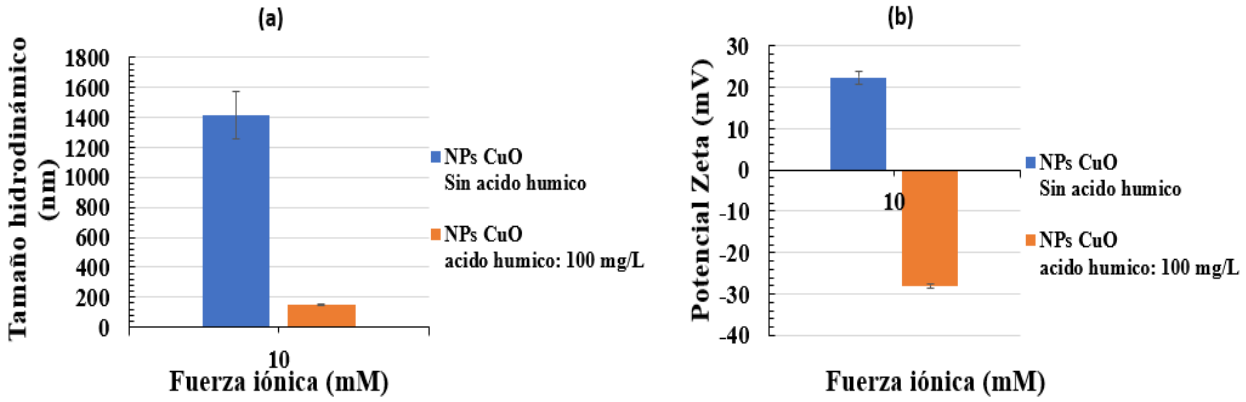


Figura 1. (a) Tamaño hidrodinámico y (b) Potencial Zeta de dispersiones de NPs CuO (400 mg/L) en buffer Trizma ajustado a la fuerza iónica 10 mM: con y sin acido húmico.

Curvas de ruptura del transporte de NPs CuO en arena comercial

Las curvas de ruptura de transporte de NPs CuO y Cu soluble (Figura 2), muestran mayor lixiviación de NPs CuO y mayor liberación de Cu en presencia de AH. Lo cual se explica debido a que a menor TH de las NPs CuO hay menor probabilidad de atrapamiento de las nanopartículas por tensión mecánica, asimismo, el ζ negativo de las NPs CuO puede fomentar la repulsión de éstas con las partículas de arena, que acorde a literatura, también

tienen ζ negativo (-46.4 mV) (Mengestab, 2015), generando mayor arrastre de NPs CuO hacia la zona más profunda de la columna de arena. Por otra parte, menor TH puede favorecer la liberación de Cu^{2+}.

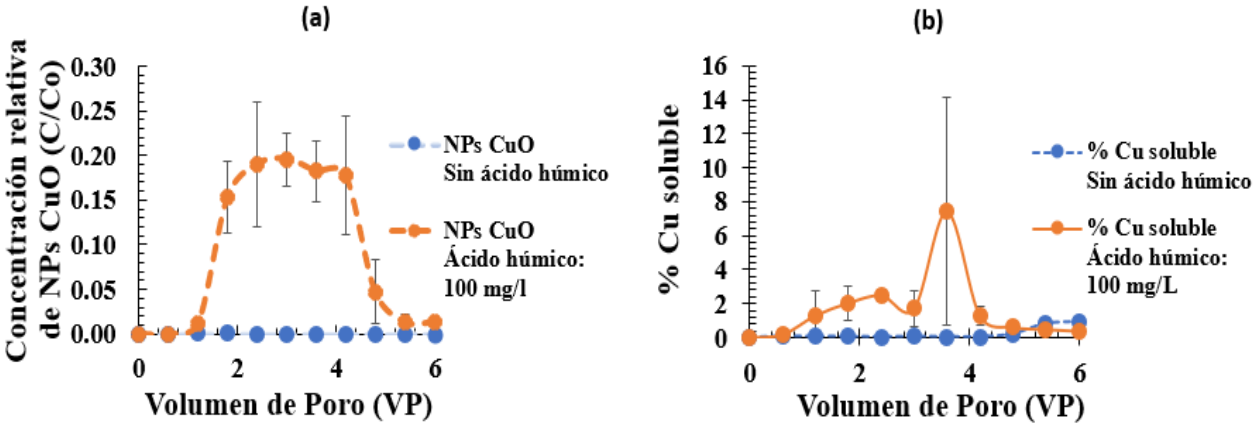


Figura 2. Curvas de ruptura del transporte de NPs CuO (487 mg/L) (a) y solubilización de Cu (b) en fracción y %, respectivamente. A un flujo de entrada de 2.5 ml/min y fuerza iónica 10 mM. Las desviaciones estándar están expresadas en las barras, a partir del duplicado experimental.

CONCLUSIONES

La presencia de ácido húmico en la dispersión de NPs CuO, favorece la liberación de Cu^{2+} hasta un 10%, así como la retención de NPs CuO hasta un 80%, en condiciones del entorno de un suelo rizosférico de cultivo de nogal de la región semi-desértica de Chihuahua, por lo que su aplicación como nanofertilizantes limitaría su infiltración a suelos más profundos favoreciendo el aprovechamiento por las raíces de los cultivos y evitando la contaminación de aguas subterráneas por este tipo de nutriente.

BIBLIOGRAFÍA

Adisa, I. O., Pullagurala, V. L. R., Peralta-Videa, J. R., Dimkpa, C. O., Elmer, W. H., Gardea-Torresdey, J. L., & White, J. C. (2019). Recent advances in nano-enabled fertilizers and pesticides: a critical review of mechanisms of action [10.1039/C9EN00265K]. *Environmental Science: Nano, 6*(7), 2002-2030. https://doi.org/10.1039/C9EN00265K

Alloway, B. J. (2008). *Micronutrient Deficiencies in Global Crop Production*. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6860-7

Duque Escobar, G., & Escobar Potes, C. E. (2002). Mecánica de los suelos. *Ingeniería Civil*.

Gordillo-Galeano, A., & Mora-Huertas, C. E. (2021, 2021/07/05/). Hydrodynamic diameter and zeta potential of nanostructured lipid carriers: Emphasizing some parameters for

correct measurements. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 620*, 126610. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2021.126610

Kanel, S. R., & Al-Abed, S. R. (2011, 2011/09/01). Influence of pH on the transport of nanoscale zinc oxide in saturated porous media. *Journal of Nanoparticle Research, 13*(9), 4035-4047. https://doi.org/10.1007/s11051-011-0345-8

Lanje, A. S., Sharma, S. J., Ramch, Pode, a. B., & Ningthoujam, R. S. (2010). Synthesis and optical characterization of copper oxide nanoparticles. *Advances in Applied Science Research, 1*.

Mengestab, T. (2015). *Fate and Transport of Nano-TiO2 in Saturated Porous Media: Effect of pH, Ionic Strength and Flow Rate* (Publication Number 312) [Student thesis, DiVA. http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-252835

Qian, X., Ma, J., Weng, L., Chen, Y., Ren, Z., & Li, Y. (2020, 2020/06/01/). Influence of agricultural organic inputs and their aging on the transport of ferrihydrite nanoparticles: From enhancement to inhibition. *Science of The Total Environment, 719*, 137440. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137440

Zhang, R., Zhang, H., Tu, C., & Luo, Y. (2019, 2019/12/01/). The limited facilitating effect of dissolved organic matter extracted from organic wastes on the transport of titanium dioxide nanoparticles in acidic saturated porous media. *Chemosphere, 237*, 124529. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124529

TEXTURA DEL SUELO EN COLOMBIA: APROVECHANDO PRODUCTOS DEL MAPEO DIGITAL DE SUELOS NACIONALES Y GLOBALES

Viviana Marcela Varón-Ramírez[1*], Gustavo Alfonso Araújo-Carrillo[2], Mario Antonio Guevara Santamaría[1].

[1]Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM. Blvd. Juriquilla 3001, Juriquilla. C.P. 76230 Juriquilla – México.
[2]Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria – AGROSAVIA. Kilómetro 14 vía Mosquera-Bogotá. C.P. 250047, Mosquera– Colombia.
*viviana.varon@geociencias.unam.mx

RESUMEN

La textura es una propiedad fundamental que determina las características físicas, químicas y biológicas del suelo. El presente estudio se centró en generar, dentro del marco del mapeo digital de suelos, el primer mapa de textura a nivel nacional esto se logró a través de la ejecución de tres objetivos. Se usó la base de datos del Sistema de Información de Suelos de Latinoamérica y el Caribe (SISLAC) con información de 4.203 perfiles de suelos los cuales fueron armonizados a 5 profundidades de estudio entre 0 y 100 cm; se construyó un conjunto de 83 variables predictoras armonizadas a una resolución de 1 km^2; se implementaron dos algoritmo de aprendizaje asistido por computadora y los resultados se compararon con un producto global; finalmente, se identificó la distribución del error y con base a ellos se hizo un ejercicio de ensamblaje por filtros para obtener el mejor mapa posible de textura a nivel nacional. Los resultados sugieren un predominio de la fracción de tamaño arena en los suelos del país; las superficies de distribución obtenidas tienen un mayor ajuste a los datos nacionales en comparación con productos globales. Es necesaria la implementación de estrategias para mejorar la calidad de los resultados obtenidos.

PALABRAS CLAVE: *Aprendizaje automático asistido por computadora; modelos ensamblados; textura del suelo.*

INTRODUCCIÓN

La textura del suelo juega un roll de importancia en la identificación de características productivas del suelo como la fertilidad y la capacidad de almacenamiento de agua (Patel et al. 2021). La información de suelo es necesaria la implementación de planes de ordenamiento del territorio, identificación de áreas productivas y de potencial para prestar servicios ecosistémicos (Arrouays et al. 2020). El mapeo digital de suelos (MDS) ha surgido como una ciencia para suplir dichas necesidades de información. El MDS se basa en la predicción de suelos a través de la construcción de modelos matemáticos y estadísticos que son capaces de explicar parcialmente los patrones de distribución de una propiedad o función de suelo en el espacio geográfico (McBratney et al. 2003); dichos modelos se construyen a partir de un conjunto de datos existente.

En el caso de Colombia y en el marco del MDS se han realizado diferentes esfuerzos por mapear la textura del suelo a escala regional (Araujo-Carrillo et al. 2021); sin embargo, aún no se cuenta con un producto a escala nacional. Por otra parte, otros esfuerzos globales como SoilGrids (SG) (Hengl et al. 2017), tienen cobertura para el territorio colombiano, pero se desconoce qué tanto se ajustan estos productos a los suelos del país. Por lo anterior, este estudio tuvo tres objetivos principales: el primero fue elaborar un mapa de textura del suelo a nivel nacional, el segundo consistió en hacer una validación del producto de SG para los suelos colombianos y el tercero se centró en construir un mapa híbrido entre el producto nacional y SG.

MATERIALES Y MÉTODOS

Fueron usado 4,203 perfiles de suelos disponibles en el Sistema de información de suelos de Latinoamérica y el Caribe (SISLAC) (FAO 2020). Esta base de datos fue armonizada a 5 profundidades estándar (0-5, 5-15, 15-30, 30-60 y 60-100 cm) sugeridas por GlobalSoilMap (Arrouays et al. 2014). Los datos de textura del suelo fueron tratados como un dato composicional en el que la sumatoria de las fracciones texturales (arcilla, limo y arena) es constante e igual a 100 (Aitchison 1982). El conjunto de datos fue subdividido aleatoriamente en una proporción de 70-30%, la primera parte para entrenar los modelos y la segunda para validar los modelos construídos.

Se construyó un conjunto de 83 covariables ambientales que describen el estado actual de los suelos y cada uno de los factores de formación: clima (3), organismos (8) relieve (23), material parental (6), tiempo (10), ubicación (5) y otras propiedades de suelo (28). Las fuentes de información principales fueron Google Earth Engine, la base de datos climática del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) en Colombia y los mapas de estudios agrológicos de suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Estas covariables fueron armonizadas a una resolución espacial de 1 km^2 y en el sistema de referenciación geográfico WGS 84.

Para construir los mapas nacionales, se usaron dos algoritmos de aprendizaje asistido por computadora: MACHISPLIN y landmap. MACHISPLIN es un algoritmo que construye un modelo lineal con 6 diferentes algoritmos de aprendizaje asistido por computadora (Brown 2021). Por otro lado, landmap también implementa un modelo lineal generalizado de diferentes algoritmos de aprendizaje asistido por computadora, pero adicionalmente se construye un modelo de autocorrelación espacial de los valores observados (Hengl 2021). Los productos de SG fueron descargados y armonizados de acuerdo con el conjunto de covariables construido previamente (Hengl et al. 2017).

Posteriormente, con las predicciones realizadas por cada algoritmo (MACHISPLIN y landmap) y el producto de SG y el conjunto de datos de validación, se calculó el error y se construyeron superficies de distribución espacial del error usando Kriging Ordinario. Seguido, para el ensamble espacial, se construyó una función de ensamble por filtros, la cual identifica el menor error de predicción para cada pixel y selecciona el modelo para cada caso. Finalmente, se calcularon diferentes estadísticos de bondad de ajuste como el error medio (EM), la raíz del error medio cuadrático (REMC), la cantidad de varianza explicada (AVE).





RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En cuanto a la caracterización de la textura del suelo en Colombia para las tres fracciones texturales, los rangos estuvieron entre aproximadamente 0 y 100%, encontrando así suelos desde muy arcillosos a muy arenosos, lo que es de esperarse si se tiene en cuenta que el estudio contempla los suelos a nivel nacional donde IGAC (2015) ha reportado predominio de rocas sedimentarias tipo areniscas y rocas metamórficas derivadas de esta. En general, la media de la fracción arena fue más alta que la fracción arcilla y limo para todas las profundidades, indicando que la fracción dominante en el territorio colombiano es la arena; además, las distribuciones para esta fracción textural son aquellas que más se asemejan a una distribución normal.

En cuanto a la predicción se encontró que para los dos algoritmos (MACHISPLIN y landmap), hubo una sobreestimación para la fracción limo (EM positivos) y una subestimación para las fracciones arcilla y arena (EM negativos) (Cuadro 1). El mayor error se obtuvo en la capa de estudio más profunda (mayores EM) lugar en el que también la varianza explicada disminuyó, esto se esperaba si se tiene en cuenta que para esta profundidad se tenía una cantidad menor de muestras de suelo (Poggio y Gimona 2017) . Por último, las predicciones para la fracción limo tuvieron el menor ajuste para casi todas las profundidades (menores valores de AVE). En cuanto al REMC en general, se obtuvo una mejor predicción para las fracciones más finas del suelo (arcilla y arena) en comparación con la fracción más gruesa, esto también fue reportado en otros trabajos a escala nacional (Laborczi et al. 2019; Liu et al. 2020).

Cuadro 5. Bondad de ajuste para los productos nacionales construidos con MACHISPLIN y landmap, el producto global SG y los productos ensamblados.

Prof	Alg	MACHISPLINE			landmap			SoilGrids			Ensamblado		
(cm)	Fracc	Ar	A	L	Ar	A	L	Ar	A	L	Ar	A	L
0 - 5	EM	-0.96	-0.72	1.68	-1.88	-0.06	1.94	2.62	-8.86	2.45	-0.92	-0.98	1.81
	REMC	15	18.57	11.96	15.38	19.09	13.94	18.48	24.54	14.92	14.3	17.14	12.61
	AVE	0.28	0.35	0.28	0.24	0.31	0.02	-0.1	-0.14	-0.13	0.34	0.44	0.19
5 - 15	EM	-0.34	-0.71	1.05	-0.9	-0.47	1.37	2.16	-8.35	1.73	-0.31	-0.61	0.89
	REMC	14.24	17.82	11.3	14.77	19.01	13.62	18.41	23.93	14.55	13.87	16.94	11.45
	AVE	0.32	0.36	0.3	0.27	0.27	-0.01	-0.14	-0.15	-0.16	0.35	0.42	0.28
15 - 30	EM	-0.48	-1.03	1.5	-0.76	-0.47	1.23	2.5	-7.89	1.54	-0.44	-0.85	1.26
	REMC	15.75	19.02	11.76	15.83	18.93	11.75	18.64	24.43	14.38	15.54	18.55	11.6
	AVE	0.23	0.32	0.29	0.22	0.32	0.29	-0.08	-0.13	-0.06	0.25	0.35	0.31
30 - 60	EM	-0.04	-0.78	0.82	-0.08	-0.76	0.84	3.55	-6.98	-0.01	0	-0.85	0.82
	REMC	17.11	20.68	13.13	17.08	20.87	13.3	20.54	25.15	15.7	16.88	20.32	13.1
	AVE	0.23	0.26	0.25	0.23	0.24	0.23	-0.11	-0.1	-0.08	0.25	0.28	0.25
60 - 100	EM	0.01	-3.16	3.15	0.05	-2.87	2.82	3.17	-9.83	1.12	0.03	-2.11	1.99
	REMC	17.29	21.89	14.09	17.53	22.36	14.24	21.44	27.67	16.39	17.26	21.74	13.86
	AVE	0.24	0.2	0.14	0.21	0.17	0.12	-0.17	-0.27	-0.16	0.24	0.21	0.17

EM: error medio: REMC: raíz del error medio cuadrático; AVE: cantidad de la varianza explicada.





En cuanto a la comparación con SG, se puede observar que, para todas las profundidades y fracciones texturales, el producto global tiene un desempeño menor al obtenido con la construcción de los productos nacionales, pues se pueden identificar mayores valores para el RECM y valores alrededor de cero para la varianza explicada. Estos mismos resultados fueron encontrados para otros países donde también se han validado estos productos (Liu et al. 2020).

Por último, en los mapas ensamblados se puede ver que los errores de las predicciones disminuyen, la varianza explicada aumenta principalmente para la fracción limo y se obtiene un mapa más preciso (menores REMC) respecto a MACHISPLIN, landmap y SG. En la Figura 1 se pueden observas los mapas finales para cada una de las fracciones texturales. Es importante destacar que para cada píxel se cumple el principio de sumatoria de las fracciones es igual a 100. Se puede ver también que la fracción textural que más varía en el espacio es el contenido de arena y que en aquellas áreas del país con menor densidad de información de perfiles (sur oriente), se identifican patrones o artefactos, lo que indica que, en estos lugares, las predicciones se orientan más a una configuración específica de factores de formación (Hengl et al. 2014)

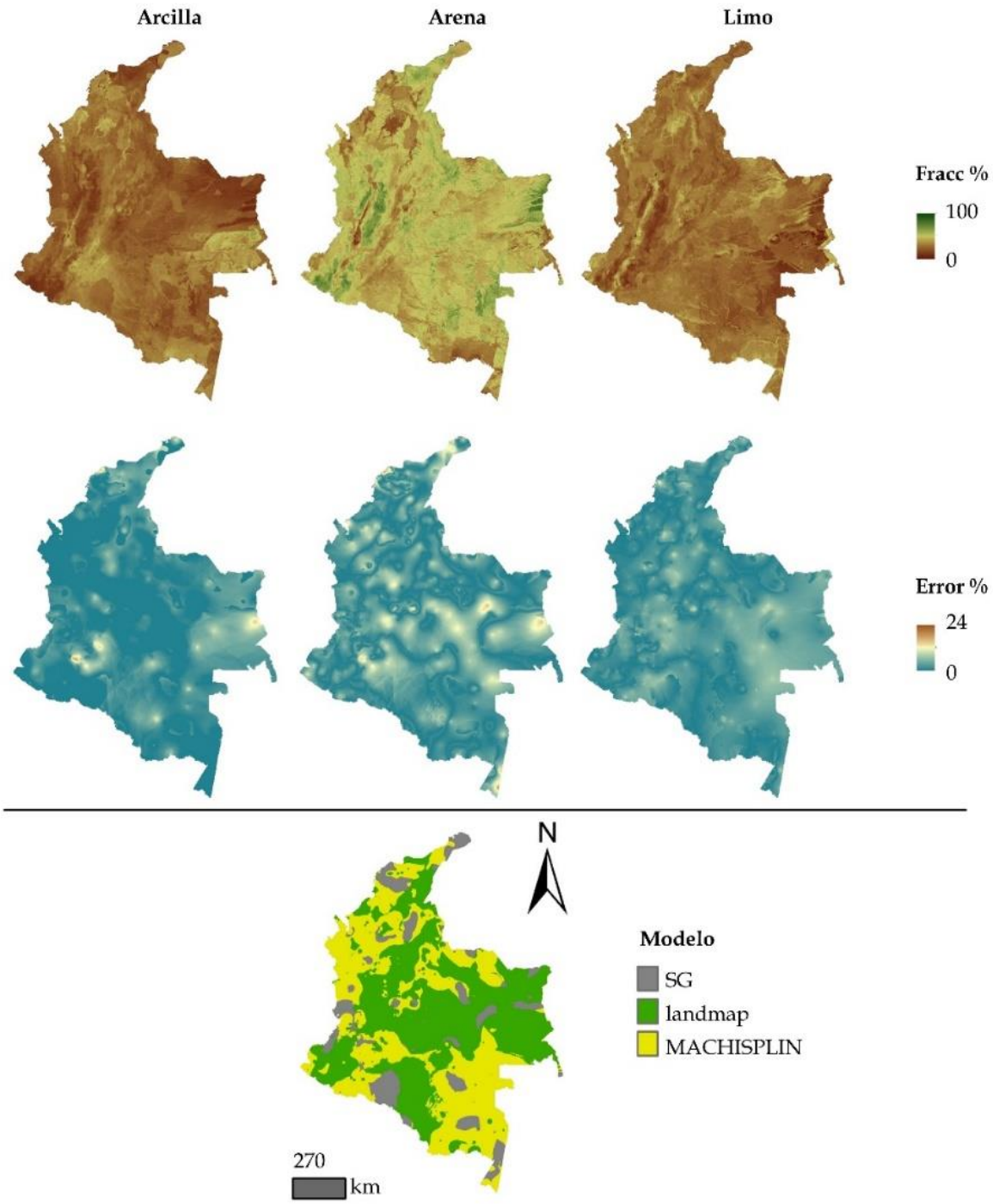


Figura 1. Mapas de las fracciones texturales, arcilla, arena y limo, producto de un ensamble espacial. Superficies de distribución de error porcentual y modelo seleccionado en cada caso.

CONCLUSIONES

Este es el primer resultado obtenido a nivel nacional que contiene información de la textura del suelo a 5 profundidades desde 0 hasta 100 cm de profundidad. Los productos generados con información nacional fueron mejores comparados con productos globales como SG. Las predicciones aquí realizadas deben ser mejoradas incluyendo una mayor cantidad de covariables ambientales y lugares de muestreo, probando otros tipos de transformación para datos con características composicionales y verificando otros algoritmos de aprendizaje asistido por computadora.

BIBLIOGRAFÍA

Aitchison, J. 1982. "The Statistical Analysis of Compositional Data." *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Metodological)* 44(2):139–77.

Araujo-Carrillo, Gustavo A., Viviana Marcela Varón-Ramírez, Camilo Ignacio Jaramillo-Barrios, Jhon M. Estupiñan-Casallas, Elías Alexander Silva-Arero, Douglas A. Gómez-Latorre, and Fabio E. Martínez-Maldonado. 2021. "IRAKA: The First Colombian Soil Information System with Digital Soil Mapping Products." *CATENA* 196:104940. doi: 10.1016/J.CATENA.2020.104940.

Arrouays, Dominique, Michael G. Grundy, Alfred E. Hartemink, Jonathan W. Hempel, Gerard B. M. Heuvelink, S. Young Hong, Philippe Lagacherie, Glenn Lelyk, Alexander B. McBratney, Neil J. McKenzie, Maria d. L. Mendonca-Santos, Budiman Minasny, Luca Montanarella, Inakwu O. A. Odeh, Pedro A. Sanchez, James A. Thompson, and Gan Lin Zhang. 2014. "GlobalSoilMap: Toward a Fine-Resolution Global Grid of Soil Properties." *Advances in Agronomy* 125:93–134. doi: 10.1016/B978-0-12-800137-0.00003-0.

Arrouays, Dominique, Alex McBratney, Johan Bouma, Zamir Libohova, Anne C. Richer-de-Forges, Cristine L. S. Morgan, Pierre Roudier, Laura Poggio, and Vera Leatitia Mulder. 2020. "Impressions of Digital Soil Maps: The Good, the Not so Good, and Making Them Ever Better." *Geoderma Regional* 20. doi: 10.1016/J.GEODRS.2020.E00255.

Brown, David J. 2021. "MACHISPLIN." *An R Package for Interpolation of Noisy Multi-Variate Data through Comprehensive Statistical Analyses Using Thin-Plate-Smoothing Splines and Machine Learning Ensembling.* Retrieved (https://github.com/jasonleebrown/machisplin).

FAO. 2020. "SISLAC." *Sistema de Información de Suelos de Latinoamérica y El Caribe – SISLAC.* Retrieved (urlhttp://54.229.242.119/sislac/es).

Hengl, Tomislav. 2021. "Landmap." Retrieved (urlhttps://github.com/envirometrix/landmap).

Hengl, Tomislav, Jorge Mendes de Jesus, Robert A. MacMillan, Niels H. Batjes, Gerard B. M. Heuvelink, Eloi Ribeiro, Alessandro Samuel-Rosa, Bas Kempen, Johan G. B. Leenaars, Markus G. Walsh, and Maria Ruiperez Gonzalez. 2014. "SoilGrids1km — Global Soil Information Based on Automated Mapping." *PLOS ONE* 9(8):e105992. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0105992.

Hengl, Tomislav, Jorge Mendes de Jesus, Gerard B. M. Heuvelink, Maria Ruiperez Gonzalez, Milan Kilibarda, Aleksandar Blagotić, Wei Shangguan, Marvin N. Wright, Xiaoyuan Geng, Bernhard Bauer-Marschallinger, Mario Antonio Guevara, Rodrigo Vargas, Robert A. MacMillan, Niels H. Batjes, Johan G. B. Leenaars, Eloi Ribeiro, Ichsani Wheeler, Stephan Mantel, and Bas Kempen. 2017. "SoilGrids250m: Global Gridded Soil Information Based on Machine Learning" edited by B. Bond-Lamberty. *PLOS ONE* 12(2):e0169748. doi: 10.1371/journal.pone.0169748.

IGAC. 2015. *Suelos y Tierras de Colombia*. edited by Instituto Geográfico Agustín Codázzi. Bogotá (Colombia): Instituto Geográfico Agustín Codázzi - IGAC.

Laborczi, Annamária, Gábor Szatmári, András Dezső Kaposi, and László Pásztor. 2019. "Comparison of Soil Texture Maps Synthetized from Standard Depth Layers with Directly Compiled Products." *Geoderma* 352(January 2018):360–72. doi: 10.1016/j.geoderma.2018.01.020.

Liu, Feng, Gan Lin Zhang, Xiaodong Song, Decheng Li, Yuguo Zhao, Jinling Yang, Huayong Wu, and Fei Yang. 2020. "High-Resolution and Three-Dimensional Mapping of Soil Texture of China." *Geoderma* 361:114061. doi: 10.1016/j.geoderma.2019.114061.

McBratney, A. B., M. L. Mendonça Santos, and B. Minasny. 2003. "On Digital Soil Mapping." *Geoderma* 117(1–2):3–52. doi: 10.1016/S0016-7061(03)00223-4.

Patel, Kaizad F., Sarah J. Fansler, Tayte P. Campbell, Ben Bond-Lamberty, A. Peyton Smith, Taniya Roychowdhury, Lee Ann McCue, Tamas Varga, and Vanessa L. Bailey. 2021. "Soil Texture and Environmental Conditions Influence the Biogeochemical Responses of Soils to Drought and Flooding." *Communications Earth & Environment 2021 2:1* 2(1):1–9. doi: 10.1038/s43247-021-00198-4.

Poggio, Laura, and Alessandro Gimona. 2017. "3D Mapping of Soil Texture in Scotland." *Geoderma Regional* 9:5–16. doi: 10.1016/j.geodrs.2016.11.003.





PHYTOSYNTHESIZED IRON NANOPARTICLES ELICITED GROWTH AND BIOSYNTHESIS OF STEVIOL GLYCOSIDES IN *INVITRO Stevia rebaudiana* PLANT CULTURES

Amir Ali[1,*], Fabián Fernández-Luqueño[1], Safir Ullah Khan[2], Sher Mohammad[4], Zia-ur-Rehman Mashwani[3]

[1]Nanoscience and Nanotechnology Program – Cinvestav, Mexico City, Mexico
[2]Department of cell Biology, Center for research and advanced studies of the IPN Mexico, Mexico City
[3]Department of Botany, PMAS, Arid Agriculture University, Rawalpindi, Pakistan; 4Biotechnology Laboratory, Agricultural Research Institute (ARI) Tarnab, Peshawar, Pakistan
amirkhan31530@gmail.com

ABSTRACT

The application of nanomaterials is becoming the most effective strategy of elicitation to produce a desirable level of plant biomass with complex medicinal compounds. This study was designed to check the influence of phytosynthesized iron nanoparticles (FeNPs) on physical growth characteristics, antioxidant status, and production of steviol glycosides of in vitro grown *Stevia rebaudiana*. Effect of different concentrations of iron nanoparticles replacement of iron sulfate in MS medium (stock solution) on invitro stevia plant growth following positive control (MS basal medium), negative control (iron sulfate devoid medium), iron sulfate devoid MS medium and supplemented with FeNPs at different concentrations (5.6 mg/L, 11.2 mg/L, 16.8 mg/L, 22.4 mg/L) was evaluated. The iron deficiency leads to a drastic reduction in plant growth. In contrast, applying FeNPs leads to improvement in plant height, leave diameter, improved leave morphology, etc., in a concentration-dependent manner. Furthermore, the stress caused by FeNPs at 16.8 mg/L in cultures produced higher levels of total phenolic content (3.7 ± 0.042 mg/g dry weight: DW) and total flavonoid content (1.9 ± 0.022 mg/g DW and antioxidant activity (78 ± 4.6%). In addition, plants grown in the presence of FeNPs at 22.4 mg/L resulted in higher enzymatic antioxidant activities (SOD = 3.5 ± 0.042 U/mg; POD = 2.6 ± 0.026 U/mg; CAT = 2.8 ± 0.034 U/mg and APx = 3.6 ± 0.043 U/ mg), respectively. Furthermore, exposure to a higher dose of FeNPs (22.4 mg/L) exhibited the maximum amount of stevioside (stevioside: 4.6 ± 0.058 mg/g (DW) and rebaudioside A: 4.9 ± 0.068 mg/g DW) as compared to other doses. The current investigation confirms the effectiveness of FeNPs in growth media. It offers a suitable prospect for commercially desirable production of *S. rebaudiana* biomass with higher sweet glycosides profiles in vitro.

KEYWORDS: *cell culture; iron nanoparticles; elicitor; micropropagation; antioxidant; secondary metabolites*

INTRODUCTION

Stevia rebaudiana (commonly called stevia) belongs to the family Asteraceae and acts as a natural sweetener with zero calories. It is one of the most acceptable substitutes for ordinary sugar in the food and pharmaceutical industries. Stevia's cultivation has increased due to the interest of food industries due to the presence of steviol glycosides (SGs), particularly stevioside and Rebaudioside A. These glycosides confer S. rebaudiana about 200–300 times higher sweetness than sucrose. The low seed viability of S. rebaudiana has limited its large-scale production. Besides, the stem cutting method is time-consuming and requires high labor inputs, limiting the stock of stem cutting for further commercial propagation. This is why the current global production of Stevia is insufficient to meet the higher industrial demand due to the lack of standardized protocols for developing high-quality plants containing a higher amount of Stevioside A and rebaudioside (Kazmi et al. 2019b). To solve this problem, different research groups are focusing on biotechnology techniques to develop good quality stevia plants with sufficient size of the leaf for commercial purposes. In recent times, nanotechnology has revolutionized agriculture by promoting food and crop production (Khan et al. 2019b; Parisi et al. 2015). During the past decade, various potent nanomaterials have been introduced to improve several agricultural practices' efficiency, productivity, and performance. Plant in vitro culture technology offers a pertinent platform for biomass production of commercially important medicinal and ornamental plants. It also provides a suitable platform to evaluate the impact of various elicitor compounds (biotic and abiotic factors) in culture media to improve plants' morphological and physiological features (Liu and Lal 2015). Elicitors can serve as signaling molecules to activate a signal-transduction cascade that facilitates the gene expression related to plant growth and accelerates bioactive compounds' biosynthesis. Among various well-known abiotic elicitors, nanomaterials are emerging as a new class of elicitors with a promising approach for producing plant biomass with maximum secondary metabolites in vitro (Khan et al. 2019b). Iron nanoparticles (FeNPs) could be employed as nano elicitors to improve Stevia's leaf yield and steviol glycosides contents. In the present study, the bulk Iron sulfate is replaced by FeNPs, to study its effect on growth and development. Moreover, the effect of FeNPs on physiology and stevioside content, the pharmaceutical important secondary metabolite of stevia (Stevia rebaudiana Bertoni), was evaluated.

MATERIALS AND METHOD

GREEN SYNTHESIS AND CHARACTERIZATION OF IRON NANOPARTICLES

Plant extract will be used for nanoparticle synthesis, and nanoparticle confirmation was done using various techniques (UV-Visible spectroscopy, FTIR, XRD, SEM, EDX).

EFFECT OF FENPS ON INVITRO PLANT CULTURES

The stevia plants were grown in vitro on MS (Murashige and Skoog) basal media. The nodal segments from the in vitro grown plants were taken as explants and cultured on MS basal medium (positive control), MS medium devoid of typical Mg source, i.e., Iron Sulfate (negative control), and MS medium in which typical source of Fe was replaced with different concentrations of Fe NPs viz., 5.6 mg/L to 22.4 mg/L. The experiment was conducted in a completely randomized design.

MORPHOLOGICAL OBSERVATION

Different morphological observations, leaf length, leaf width, shoot length, number of node culture-1, and number of shoot cultures were taken 21 days after incubation on different treatment media. These observations were recorded for each repetition of treatment and expressed in terms of the mean.

PLANT EXTRACT PREPARATION

Stevia rebaudiana plants were developed in vitro under the application of FeNPs, and the control treatment was utilized for the phytochemical analysis (Khan et al. (2013).

NON-ENZYMATIC AND ENZYMATIC ANTIOXIDANT ACTIVITY

The leaf tissues were taken for analysis of non-enzymatic (Total phenolic contents, Total flavonoid contents) enzyme activity superoxide dismutase (SOD; EC 1.15.1.1), Peroxide dismutase activity (POD, catalase (CAT) as per the standard procedures (Abbasi et al. (2010).

HIGH-PERFORMANCE LIQUID CHROMATOGRAPHY (HPLC) BASED QUANTIFICATION OF STEVIOSIDE AND REBAUDIOSIDE A

Stevioside and Rebaudioside A were determined and quantified in the in vitro raised plant samples through high-performance liquid chromatography (HPLC) (Kazmi et al. 2019).

STATISTICAL ANALYSIS

One-way ANOVA was used to calculate the significant differences between each parameter according to the post-hoc Tukey test ($p \leq 0.05$). Graphs of all the parameters were plotted by using Graphpad Prism 5.

RESULTS AND DISCUSSION

The iron deficiency leads to a drastic reduction in plant growth, whereas applying FeNPs leads to improvement in plant height, leave diameter, improved leave morphology,

antioxidant profiling, steviol glycosides, etc., in a concentration-dependent manner (Fig 1). Besides, positive control produced light green leaves, negative control yellow and narrow leaves, and FeNPs at 22.4 mg/L produced dark green leaves (Fig. 2).

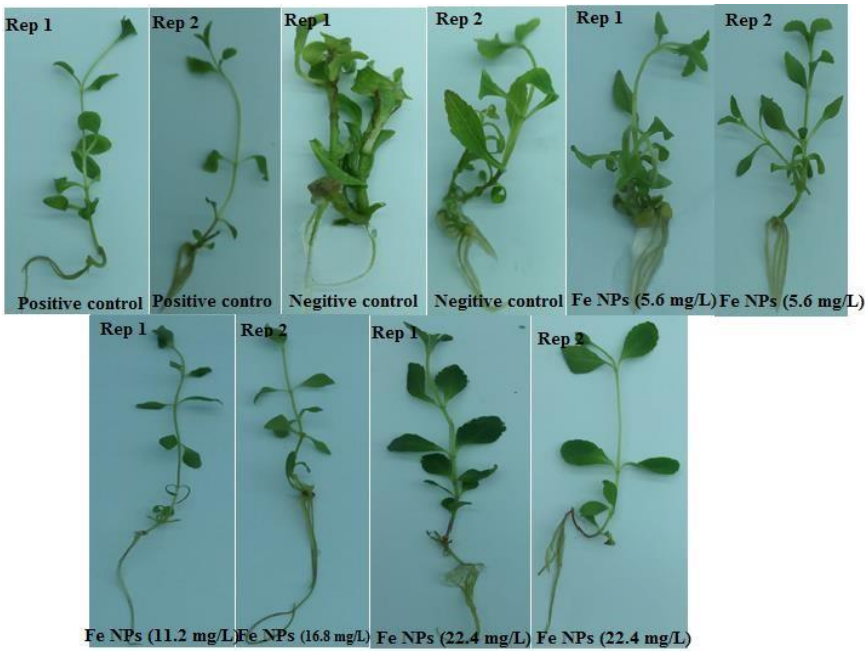


Figure 1. Effect of different concentrations of iron nanoparticles replacement of iron sulfate in MS medium (stock solution) on invitro stevia plant growth. Positive control (MS basal medium), Negative control (iron sulfate devoid medium), iron sulfate devoid MS medium and supplemented with FeNPs at different concentrations (5.6 mg/L, 11.2 mg/L, 16.8 mg/L, 22.4 mg/L).

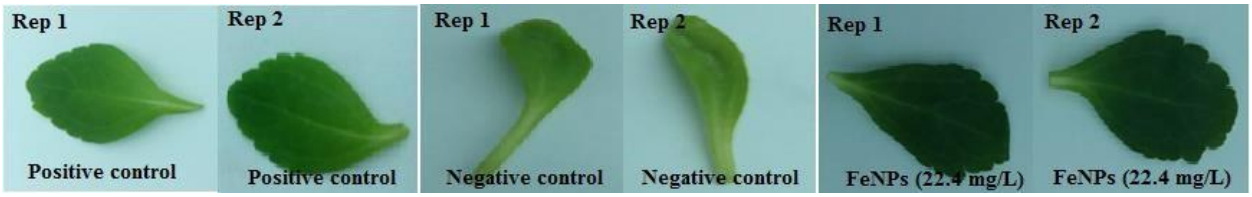


Figure 2. Effect of different concentrations of iron nanoparticles replacement of iron sulfate in MS medium (stock solution) on invitro stevia Leave

Nanoparticles has altered physicochemical properties compared to their bulk counterpart, further being the size phenomena may help to accelerate effect at lower concentration. The concentration dependant effect of ZnO nanoparticles was reported on antioxidant activities, formation of secondary metabolites and the physiological parameters were reported after

crossing a threshold level of ZnO nanoparticles (Rabia et al. 2017), but such phytotoxicity report is not available for Fe NP. The Fe deficiency leads to abiotic stress reflected by sharp increase in ROS enzymes viz., Polyphenols, SOD, POD whereas, Fe NPs application help to reduce the ROS production. This is due to favorable growth condition provided under FeNPs treatment that reduced reactive oxygen species production. Fe NPs application significantly improved yield, leaf Fe content, biochemical and antioxidant profile in Black-Eyed Pea (Delfani et al. 2014).

CONCLUSION

In this study, the bulk iron sulfate has been replaced with its FeNP form and doesn't lead to phytotoxicity, which is effective in improving physiology and stevioside production. The current protocol can be an initiative of nano-elicitors for application in large-scale commercial production of in vitro *S. rebaudiana* with a sufficient amount of Stevioside.

REFERENCES

Abbasi BH, Khan MA, Mahmood T, Ahmad M, Chaudhary MF, Khan MA (2010) Shoot regeneration and free-radical scavenging activity in *Silybum marianum* L. *Plant Cell Tissue Organ Cult* 101(3):371–376

Kazmi A, Khan MA, Mohammad S, Ali A, Kamil A, Arif M, Ali H (2019) Elicitation directed growth and production of steviol glycosides in the adventitious roots of *Stevia rebaudiana* Bertoni. *Ind Crops Prod* 139:111530.

Khan MA, Riaz MS, Ullaha N, Alid H, Nadhmane A (2019b) Plant cell nanomaterials interaction: growth, physiology and secondary metabolism. Analysis, fate, and toxicity of engineered nanomaterials in plants. *Compr Anal Chem* 84:23–54.

Liu R, Lal R (2015) Potentials of engineered nanoparticles as fertilizers for increasing agronomic productions. *Sci Total Environ* 514:131–139.

Khan MA, Abbasi BH, Ahmed N, Ali H (2013) Effects of light regimes on in vitro seed germination and silymarin content in *Silybum marianum*. *Ind Crops Prod* 46:105– 110.

Rabia Javeda, Muhammad U, Buhara Y, Muhammad Z, Gürela E (2017) Effect of zinc oxide (ZnO) nanoparticles on physiology and steviol glycosides production in micropropagated shoots of *Stevia rebaudiana* Bertoni. *Plant Physiology and Biochemistry,* 2017; 110: 94–99.

Delfani M, Firouzabadi MB, Farrokhi N, Makarian H. (2014) Some Physiological Responses of Black-Eyed Pea to Iron and Magnesium Nanofertilizers, *Communications in Soil Science and Plant Analysis,* 2014; 45(4): 530- 540.

ESFERAS DE ALGINATO CON UREA Y ÁCIDO LINOLEICO: UNA PROPUESTA DE INHIBIDOR BIOLÓGICO DE LA NITRIFICACIÓN

Berenice Avendaño-Morales[1]; Claudia Hidalgo-Moreno[1]; Julián Delgadillo-Martínez[1]; Alejandro Alarcón[1]; Maribel Jiménez-Fernández[2]

[1]Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México, México. [2] Centro de Investigación y Desarrollo de Alimentos, Universidad Veracruzana, Industrial Ánimas 91190, Xalapa Veracruz, México. avendano.berenice@colpos.mx

RESUMEN

Emplear inhibidores de la enzima amoníaco monooxigenasa y la hidroxilamina oxidorreductasa es una alternativa para disminuir la pérdida de N-NO_3^- y N_2O y hacer un uso más eficiente de los fertilizantes nitrogenados. El ácido linoleico es un inhibidor biológico de la nitrificación. En este estudio se produjeron esferas de alginato para encapsular urea y ácido linoleico. Se evaluaron dos procedimientos para preparar las esferas, con una aguja de pulverización y por gravedad. Se probaron diferentes relaciones del recubrimiento (alginato), fuentes de urea (urea-fertilizante inorgánico y orina) y del inhibidor (ácido linoleico) (alginato:urea:ácido linoleico). Se determinó el porcentaje de lípidos (del ácido linoleico) y de N (de la urea u orina) para evaluar el porcentaje de encapsulación de estos activos. También se condujo la cinética de liberación de los activos en agua y suelo. Las esferas con mayor porcentaje de lípidos (10.4%) fueron las obtenidas por gravedad con orina 1:1:0.3. El mayor porcentaje de N (10.8%) correspondió a las esferas por gravedad con urea 1:3:0.3. Las esferas por gravedad 1:1:0.3 con urea, liberaron 93% de N y 100% de lípidos después de 28 días. Las cápsulas por gravedad 1:1:0.3 con orina liberaron 90% de N después de 28 días y el total de lípidos al séptimo; por lo que se descarta el uso de la orina en la preparación de las esferas. El procedimiento más eficiente fue el de gravedad 1:1:0.3 con propósito de usarlas como inhibidores de la nitrificación.

PALABRAS CLAVE: *agroquímico; biotecnología; coacervación; encapsulación; orina*

INTRODUCCIÓN

Los fertilizantes son uno de los agroquímicos requeridos para producir alimentos y satisfacer las necesidades de una población cada vez más creciente. Entre 40% y 70% de N aplicado se pierde por volatilización (N_2O) o lixiviación (N-NO_3^-), lo cual causa un impacto negativo en el medio ambiente (Trenkle, 1997). El N-NO_3^- se puede lixiviar o convertirse a N_2O vía desnitrificación, un gas de efecto invernadero 300 veces más potente que el CO_2 (Steffen *et al*., 2015). Uno de los métodos propuestos para disminuir la pérdida de N, es la adición de inhibidores de la nitrificación, moléculas sintéticas que actúan en el proceso de nitrificación. Aunque existen muchos en el mercado, la mayoría son sintetizados y

presentan algunos inconvenientes (Welten *et al*., 2016). Por ello, se prefiere usar los inhibidores biológicos, término sugerido en el 2006 por Subbarao *et al*. quienes demostraron que el sistema radical de *Brachiaria humidicola* genera compuestos capaces de inhibir la nitrificación. Uno de ellos es el ácido linoleico, que actúa sobre las enzimas ureasa, amoníaco monooxigenasa e hidroxilamina oxidorreductasa (Subbarao *et al*., 2008). Estudios varios, han indicado que la encapsulación de inhibidores sintéticos puede aumentar su eficiencia pero no ha sido reportada una encapsulación simultánea de nitrógeno y un inhibidor biológico de la nitrificación. El presente estudio, tiene como objetivo generar esferas de urea y ácido linoleico. También se comparó la liberación de los activos de las esferas preparadas con urea (fertilizante inorgánico) y agua con las de orina como fuente de urea y solvente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se empleó el método de encapsulación por coacervación. Se prepararon tres soluciones de urea (Yara, EUA): 0.5, 2 y 6% (w/v) y una de ácido linoleico conjugado (ALC) (Sigma-Aldrich, EUA) al 0.6% (w/v). En todos los casos, se usó como solvente una solución al 2% del alginato, que se preparó con agua acidulada (pH entre 5 y 6). Las soluciones alginato:urea:ALC se mezclaron en relación 1:0.25:0.3, 1:1:0.3 y 1:3:0.3. Se pasaron por un tamiz (Malla 35) y a la emulsión resultante se le adicionó Tween 80 (Meyer, México) para alcanzar una concentración final de 3%. Las esferas preparadas de la manera anterior se compararon con esferas preparadas con orina humana, que se usó como solvente y fuente adicional de urea. La orina se recolectó y guardó en el refrigerador por tres días como máximo, después se filtró (200-300 µm) y esterilizó (120 °C, 107 kPa) por 20 min. Las relaciones alginato:urea:ALC evaluadas en las esferas con orina fueron 1:1:0.3 y 1:0:0. Se siguió el protocolo de preparación antes descrito.

La adición del coacervado (alginato:urea:ALC) se realizó con dos procedimientos: aguja de pulverización y gravedad. En el primero, una bomba peristáltica hizo pasar el coacervado a través de una aguja de pulverización con diámetro interno de 0.4 mm (⅛JJCO-SS16 AIR ATOM.). El método de gravedad consistió en la salida del coacervado por 20 agujeros de 1-2 mm, dispuestos en la base de tres botes de plástico de 1 L. En ambos casos, las partículas cayeron desde una altura de 30 cm en una solución de equilibrio de $CaCO_3$ al 2% y permanecieron allí 30 min, para permitir la reticulación. Se retiraron y secaron a 30 °C, durante toda la noche.

Para extraer los lípidos, se empleó un equipo Soxhlet (Lab-Line 5000, Labline Instruments, India), donde se colocó 5 g de esferas con 150 mL de *n*-hexano (Sigma-Aldrich, EUA). El exceso de solvente se recuperó con un rotavapor (RE200, Yamato Scientific, Japón) y la muestra se llevó a peso constante en una estufa, a 70 °C. El peso obtenido se consideró como la cantidad total de lípidos (Pauletti y Amestoy, 1999).

El N se cuantificó con un analizador elemental FLASH 2000, Thermo Scientific. Para ello se pulverizaron las esferas y se pesó 60 mg de muestra.

Cinética de liberación de N y lípidos en agua. Se colocaron 10 g de esferas en recipientes de 1 L con 500 mL de agua destilada y se incubaron a 28 ± 1 °C durante horas (h) o días (d). Después de 0.5 h, 3 h, 5 h, 8 h, 24 h, 3 d, 7 d, 14 d, 21 d y 28 d, las esferas se recuperaron por filtración de cada uno de los recipientes y se secaron en estufa a 30 °C. La cantidad de N en las esferas se cuantificó con el analizador elemental FLASH 2000 y los lípidos por el método Soxhlet.

Cinética de liberación de N y lípidos en suelo. Se usó un suelo del municipio de Tepetlaoxtoc de Hidalgo (estado de México). El suelo presentó un pH en agua (1:2) de 7.1 (Thomas, 1996), un contenido de materia orgánica de 1.9% (Walkley y Black, 1934) y una textura franco arcillosa arenosa (Bouyoucos, 1963). Cinco gramos de cápsulas se dispusieron en macetas que contenían 250 g de suelo seco (< 2 mm), y se cubrieron con 250 g más de suelo. Se mantuvo a temperatura ambiente y a 20% de su capacidad de campo. En el tiempo señalado, se recuperaron las cápsulas por filtración y se cuantificó el N y los lípidos, por los métodos antes señalados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El porcentaje de encapsulación de N fue mayor en las esferas obtenidas por gravedad con urea en la relación 1:3:0.3 (10.8%) y 1:1:0.3 (6%). En el caso de los lípidos, la mayor encapsulación se obtuvo en las esferas por gravedad con orina en las relaciones 1:1:0.3 (10.4%) y 1:0.25:0.3 (8.8%) (Figura 1).

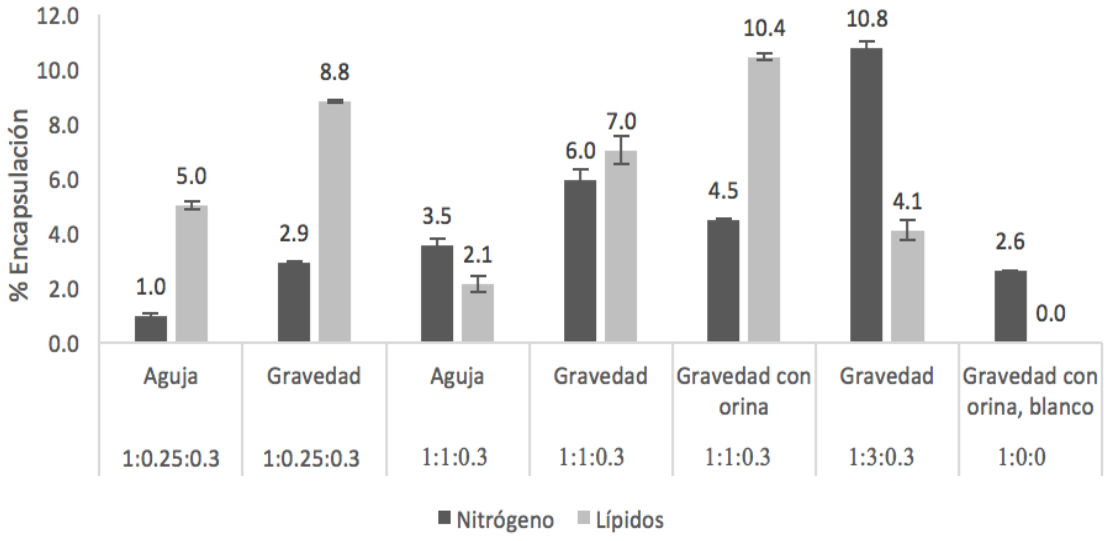


Figura 1. Encapsulación del nutrimento y el inhibidor con dos métodos de preparación y relación ALG:U:ALC diferente. Desviación estándar (n = 3).

Al aumentar la cantidad de urea 1:1:0.3 a 1:3:0.3 el porcentaje de lípidos disminuyó. Lo anterior se puede explicar por una masa insuficiente de alginato, insuficiente para proteger a los activos de una disolución (Zilberboim *et al*., 1986). Lo observado en las esferas con urea-fertilizante obtenidas por gravedad 1:0.25:0.3, no se presentó en las esferas por gravedad 1:1:0.3 con orina. Las sales en la orina favorecieron la formación de micelas mixtas, lo que aumentó la solubilidad de los lípidos en la solución de alginato (Hofmann y Borgstrom, 1964) y benefició la encapsulación. La encapsulación de N, por gravedad, con orina fue 6% en la relación 1:1:0.3 y 4.5% en 1:1:0.3. Estos porcentajes son menores a los reportados en trabajos, donde se recubren gránulos de urea con diversos materiales, en los cuales se ha encapsulado hasta 22% de N. La mayor encapsulación se atribuye, a que los gránulos de urea no se hidratan antes de su recubrimiento, lo que previene la pérdida de N durante la preparación. La cantidad de N encapsulado con alginato y ácido linoleico fue mayor que el reportado en otras encapsulaciones (< 1%N) (Sathisaran y Balasubramanian, 2020). Para evaluar el uso de la orina en la preparación de las esferas, se seleccionaron las esferas preparadas por gravedad de urea-fertilizante en relación 1:1:0.3 y las de gravedad con orina 1:1:0.3. Se compararon las curvas de liberación del N y los lípidos en el agua y en el suelo (Figura 2).

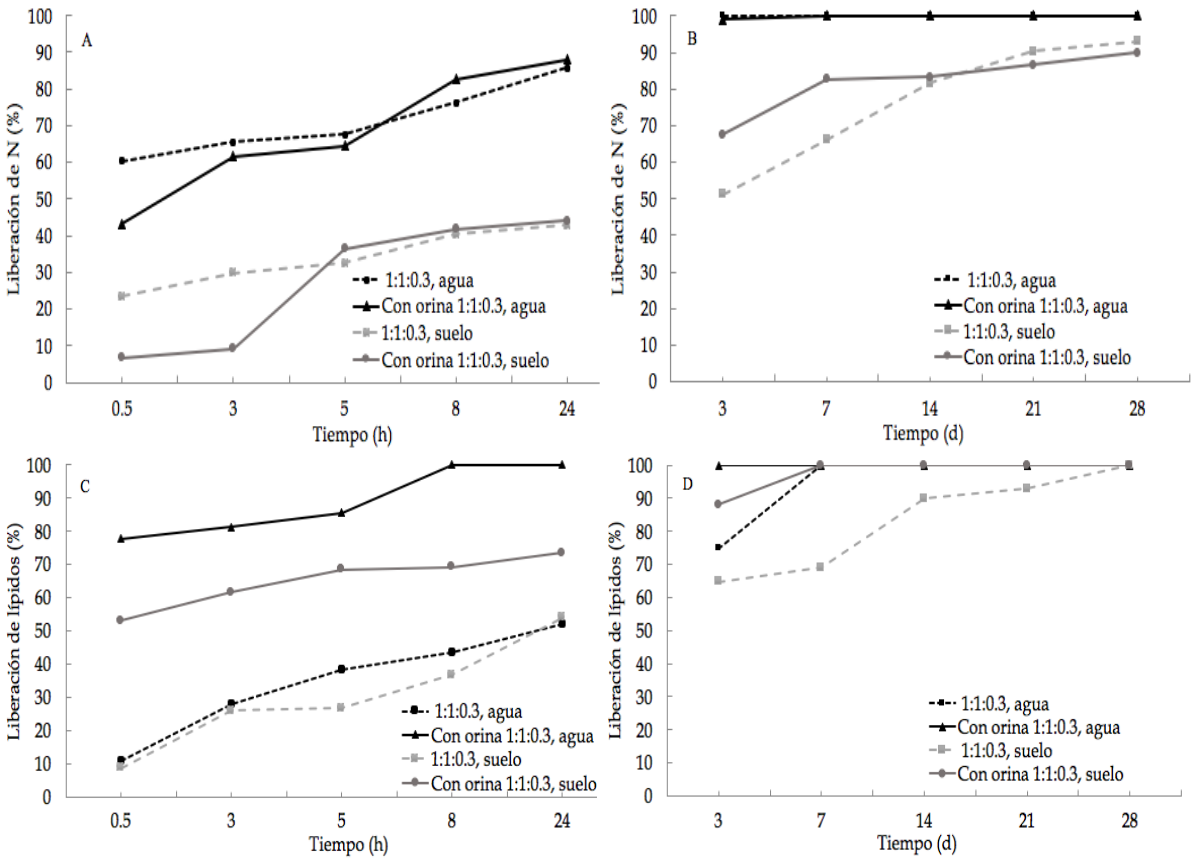


Figura 2. Liberación de N en agua y suelo en horas (A) y días (B), y de lípidos en agua y suelo en horas (C) y días (D).

La liberación de N en agua, después de cinco horas, fue 67% en las esferas sin orina y 64% en las esferas que la contenían. Al tercer día se liberó el total del activo en los dos tipos de esferas. En el suelo, después de cinco horas, las esferas con orina liberaron 34% de N y las esferas sin orina 32%. Ambas esferas liberaron alrededor del 90% del activo entre el día 21 y 28. Debido a que la urea es soluble en agua (108g/100 mL) y que es absorbida por el polímero, se aumenta el tamaño de poro de la red tridimensional del alginato, lo que favorece la difusión del compuesto en el polímero (Wang *et al*., 2012).

Para el caso de los lípidos, la liberación en agua de las esferas sin orina, después de cinco horas, fue 41% y de las esferas con orina 85%. Al tercer día, las cápsulas sin orina liberaron 75% del activo y las cápsulas con orina el total. En el suelo, las esferas sin orina liberaron a las cinco horas 27% de los lípidos y las esferas con orina 68%. El total del activo en las esferas sin orina se liberó al día 28; y en las esferas con orina al séptimo día. La liberación de los lípidos de las esferas por gravedad 1:1:0.3 con orina en el suelo fue similar a su liberación en agua. Esto tiene que ver con la presencia de las sales de la orina, que forman micelas con la grasa y favorecen su liberación. Las esferas preparadas por gravedad sin orina, tuvieron una liberación más rápida de N y lípidos en agua que en suelo, en donde los iones y partículas presentes se adsorben en las esferas, lo que crea una barrera física que disminuye el grado de hinchamiento de la matriz y la posterior disolución de los activos (Li *et al*., 2012; Wang *et al*., 2012).

En el suelo, la liberación de N de las esferas por gravedad sin orina fue similar a la reportada por Wang *et al*. (2012), en donde se empleó carragenina y alginato para recubrir gránulos de urea-fertilizante. Estos recubrimientos permitieron liberar 39, 72 y 94% de N a los 2, 5 y 25 días, respectivamente. Liberación de N más prolongada se reportó al preparar cápsulas de alginato con ácido acrílico, acrilamida, persulfato de amonio, bis acrilamida y biochar como fuente de N. Después de 30 días sólo se liberó 60% de N en el suelo (Baki y Abedi-Koupai, 2017). Sin embargo, algunas de estas sustancias química son nocivas para la salud, como la acrilamida, que es un cancerígeno y su infiltración a los mantos acuíferos representa un peligro para la salud, o no son fácilmente biodegradables, como el caso evaluado en este trabajo.

CONCLUSIONES

Se logró obtener esferas de alginato-N-lípidos. De los métodos evaluados, el método por gravedad permite una encapsulación eficiente, fácil y rápida, además de no emplear energía eléctrica para formar las esferas. Las esferas por gravedad relación 1:1:0.3 con orina liberan el total de lípidos en el suelo al séptimo día, por lo que se descarta su uso en la preparación de las cápsulas. Las esferas por gravedad 1:1:0.3 con urea-fertilizante y sin orina liberan el total de N y lípidos al suelo después de cuatro semanas, por lo que se prefieren para su evaluación posterior como inhibidores de la nitrificación.

BIBLIOGRAFÍA

Baki, M., and J. Abedi-Koupai. 2017. Preparation and characterization of a superabsorbent slow-release fertilizer with sodium alginate and biochar. J. Appl. Polym. Sci. 135: 45966-45977. doi:10.1002/app.45966

Bouyoucos, G. J. 1963. Direction for making mechanical analysis of soil by hydrometer methods. Soil Sci. 42: 25-30.

Hofmann, A. F. and B. Borgstrom. 1964. The intraluminal phase of fat digestion in man: the lipid content of the micellar and oil phases of intestinal content obtained during fat digestion and absorption. J Clin. Invest. 43: 247-257.

Li, Q., S. Wu, T. Ru, L. Wang, G. Xing, and J. Wang. 2012. Synthesis and performance of polyurethane coated urea as slow/controlled release fertilizer. J. Wuhan Univ. Technol. Mater. Sci. Ed. 27: 126 - 129. doi:10.1007/s11595-012-0421-7

Pauletti, M. S. and P. Amestoy. 1999. Butter Microencapsulation as affected by composition of wall material and fat. J. Food Sci. 64: 279-282. doi:10.1111/j.1365-2621.1999.tb15882.x

Sathisaran, I. and M. Balasubramanian. 2020. Physical characterization of chitosan/gelatin-alginate composite beads for controlled release of urea. Heliyon 6: 54-75.

Steffen, W., K. Richardson, W. de Vries, C., and S. Sörlin. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science 347: 1259855.1-1259855.10

Subbarao, G. V., T. Ishikawa, O. Ito, K. Nakahara, H. Y. Wang, and W. L. Berry. 2006. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. Plant Soil 288: 101-112.

Subbarao, G. V., K. Nakahara, T. Ishikawa, O. Yoshihashi, M. Ito, O. Kameyama, M. Yoshida, N. Kawano, and W. L. Berr. 2008. Free fatty acids from the pasture grass *Brachiaria humidicola* and one of their methyl esters as inhibitors of nitrification. Plant Soil 313: 89-99.

Trenkle, M. E. 1997. Slow and Controlled Release and Stabilized Fertilizers, an Option for Enhancing Nutrient Use Efficiency in Agriculture. International Fertilizer Industry Association. Paris, France.

Thomas, G. H. 1996. Soil pH and soil acidity. *In*: Sparks, D. L., A. L. Page, and M. E. Sumner (eds). Methods of Soil Analysis. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, WI, USA. pp. 475-490.

Walkley, A. and T. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29 - 38.

Wang, Y., M. Liu, B. Ni, and L. Xie. 2012. *k*-carrageenan–sodium alginate beads and superabsorbent coated nitrogen fertilizer with slow-release, water-retention, and anpaction properties. Ind. Eng. Chem. Res. 51: 1413 - 1422. doi:10.1021/ie2020526

Welten, B. G., S. F. Ledgard, S. F. Balvert, M. J. Kear, and M. M. Dexter. 2016.Effects of oral administration of dicyandiamide to lactating dairy cows on residues in milk and the efficacy of delivery via a supplementary feed source. Agric Ecosyst Environ. 217: 111-118.

Zilberboim, R., I. J. Kopelman, and Y. Talmon. 1986. Microencapsulation by a dehydrating liquid: retention of *Paprika oleoresin* and aromatic esters. J. Food Sci. 51: 1301 - 1306.

CALIBRACIÓN AUTOMÁTICA DE VALORES DE CONDUCTIVIDAD ELECTRICA DEL SUELO MEDIDA CON SENSORES DE INDUCCIÓN ELECTROMAGNETICA Y DETERMINADA EN LABORATORIO CON EXTRACTOS DE PASTA SATURADA

Mario Guevara[1,2,3+]; Todd H. Skaggs[1], Elia Scudiero[1,2]

[1]University of California, Riverside, Department of Environmental Sciences Riverside CA
[2]United States Department of Agriculture, Soil Salinity National Laboratory, Riverside CA
[3]Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Qro. MX.
[+](mguevara@geociencias.unam.mx)

RESUMEN

La salinidad de suelos es un problema global que afecta la capacidad de los suelos para producir comida, agua limpia y energía, y la información sobre la variabilidad espacial de suelos afectados por sales es compleja a distancias cortas. Por tanto es necesario desarrollar aproximaciones para calibrar datos de salinidad de suelos estimados en laboratorio usando muestras de suelos colectadas en campo (e.g., conductividad electrica-ECe) con datos provenientes de sensores remotos o de proximidad que son mas fáciles de obtener (e.g., conductividad eléctrica aparente medida directamente en campo-ECa) en un tiempo mas corto y a bajo costo. En este trabajo el objetivo es presentar una nueva base de datos de salinidad de suelos representativa de tierras agrícolas irrigadas y demostrar su usabilidad con un ejercicio de calibración (ECa a ECe) automática empleando un enfoque probabilístico. Los resultados de la calibration son alentadores (R^2=0.77 with a MAE=0.33 (log scale) and a slightly higher CCC 0.87). Con estas relaciones podemos generar mapas digitales de salinidad de suelos con alta precisión y exactitud. Por lo tanto, los valores de los datos del suelo incluidos en este conjunto de datos son útiles para respaldar los estudios de mapeo digital de suelos de alta resolución para la identificación y delimitación de tierras agricolas afectadas por altos niveles de salinidad en suelos.

PALABRAS CLAVE: *Salinidad de suelos, inducción electromagnética, calibración automática*

INTRODUCCIÓN

En México y el mundo, cada vez es mas necesario aumentar la calidad, la cantidad y el acceso a datos e información de suelo, particularmente de salinidad de suelos, para respaldar decisiones orientadas al manejo sostenible del territorio. Nuevo y mejor conocimiento sobre la variabilidad espacial y temporal de suelos salinos es también importante para estudios de seguridad y salud de suelos, para conocer el papel del suelo en modelos de funcionamiento del sistema terrestre y principalmente para apoyar el manejo sostenible de los suelos (Hopmans et al., 2021, Shahid et al., 2018, Scudiero et al., 2015). Los objetivos del trabajo son i) desarrollar un flujo metodológico para el rescate, la síntesis y la armonización de datos de suelos salinos recopilados en tierras agrícolas irrigadas de México y Estados Unidos y ii) desarrollar un flujo de trabajo para la calibración automática de datos

de salinidad de suelo determinados en condiciones de laboratorio (e.g., conductividad eléctrica del suelo estimada en pasta saturada, ECe), con datos de salinidad de suelos medidos directamente en campo usando percepción remota de proximidad (e.g., conductividad eléctrica del suelo aparente medida en campo usando inducción electromagnética, ECa).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos consisten en: (i.) mediciones de estudios de campo geolocalizados de ECa; y (ii.) determinaciones de laboratorio de la salinidad del suelo (ECe). También se incluyen datos de textura de suelos asociados a las determinaciones de ECe (porcentaje de saturación, SP) (Guevara et al., 2022). Esta base de datos es el resultado de integrar información colectada en ambientes agrícolas por diversos grupos académicos, productores y agencias de gobierno en Mexico y Estados Unidos. Demostramos la usabilidad del conjunto de datos utilizando el aprendizaje estadístico asistido por computadoras para calibrar ECa a ECe. Particularmente empleamos una aproximación Bayesiana basada en probabilidad (McElreath, 2020). Esta aproximación Bayesiana es evaluada empleando validación espacial cruzada (en conjuntos de 10% de datos disponibles) y repetida (n=5) para calcular la varianza explicada, el error medio absoluto y el coeficiente de concordancia y correlación (respectivamente R^2, MAE and CCC) (Lin, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSION

Los datos comprenden 291.587 mediciones de ECa y 9.303 ECe y SP determinaciones de laboratorio. Los datos están disponibles para cualquier usuario interesado en un repositorio de información ambiental estable: (Guevara et al., 2022). Estos datos representan decenas de condiciones agrícolas de manejo de suelos y permiten la estimación directa de valores de ECe en cualquier sitio donde solo se cuentan con datos de ECa y viceversa. En una profundidad representativa del primer metro de profundidad, la exactitud y precision de nuestra estrategia es alta con un R^2=0.77, un MAE=3.2 dS m^{-1} y un CCC de 0.87. La gráfica

de dispersion de datos observados y modelados se muestra con los datos transformados a un logaritmo (log+1) para mejor interpretar la relación entre ambos (Figura 1).

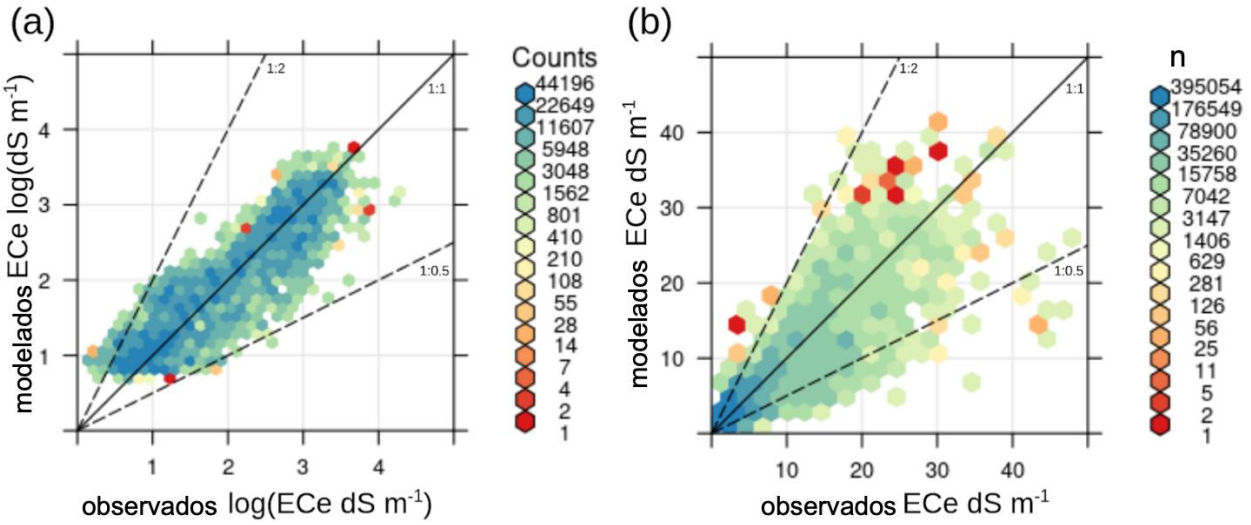


Figura 1. Gráfico de dispersion entre datos observados y modelados a una profundidad de suelos de 0-100 cm después de la validación cruzada. Se muestra la relación entre observados y modelados en un usando una transformación logaritmo (a) y con los datos originales (b). Después de la validación cruzada y repetida se muestra el numero de datos en cada rango de valores (n).

En este trabajo se presenta una nueva base de datos de salinidad de suelos relevante para diversas aplicaciones y usuarios de la información. Particularmente, la base de datos sirve para calibrar datos de ECa a datos de ECe usando una aproximación Bayesiana con una buena precision y exactitud (Figura 1). Los datos son utiles para generar calibraciones automáticas en cualquier campo o sitio donde solo existen datos de ECa. Este trabajo construye nuevo conocimiento con base en estudios previos desarrollando alternativas para minimizar la colecta de datos en campo (Corwin et al., 2012) y particularmente, simplificar la tarea de representar espacial mente los patrones de presencia o ausencia de suelos afectados por sales (Corwin and Lesch 2014, Scudiero et al., 2017). Los resultados obtenidos son robustos y consistentes con estudios previos (Corwin and Lesch, 2017). Sin embargo los niveles presentes de sesgo en las predicciones de ECe sugieren un reto de investigación actual que requiere atención inmediata para maximizar la calidad de los resultados y mejor apoyar estrategias de manejo de suelos afectados por sales. Con este trabajo proveemos una linea base que puede servir para mejor conocer patrones espaciales de salinidad de suelos usando insumos fáciles de medir como la ECa.

CONCLUSIONES

El resultado principal de este trabajo es el desarrollo de una nueva base de datos de salinidad de suelos compuesta por datos datos de conductividad eléctrica medida

directamente en campo y estimada en condiciones de laboratorio. Con esta base de datos, ECe es modelada como una función de ECa usando un enfoque Bayesiano que genera resultados alentadores. Las implicaciones principales de este trabajo incluyen mayor cantidad, calidad y acceso a datos de salinidad de suelos en ambientes agrícolas requeridos para una gran cantidad de aplicaciones incluida.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo de: UNESCO-IGCP-IUGS, 2022 (#765), UNAM-PAPIIT, 2021 (#IA204522) and USDA-NIFA-AFRI, USA, 2019 (#2019-67022-29696).

BIBLIOGRAFÍA

Corwin, D.L. (2012). Field-scale monitoring of the long-term impact and sustainability of drainage water reuse on the west side of California's San Joaquin Valley. Journal of Environmental Monitoring 14(6), 1576-1596. doi: 10.1039/c2em10796a.

Corwin, D.L., Lesch, S. (2014). A simplified regional-scale electromagnetic induction: Salinity calibration model using ANOCOVA modeling techniques. Geoderma. s 230-231. 288-295. 10.1016/j.geoderma.2014.03.019.

Corwin, Dennis & Lesch, Scott. (2016). Validation of the ANOCOVA model for regional-scale ECa-ECe calibration. Soil Use and Management. 2840 doi: 10.1111/sum.12262

Guevara, Mario; Corwin, Dennis L.; Singh, Amninder; Benes, Sharon E.; Quinn, Nigel W. T.; Scudiero, Elia; Skaggs, Todd H. (2022). Geospatial Measurements of Soil Electrical Conductivity, Soil Salinity, and Soil Saturation Percentage in Irrigated Farmland. Ag Data Commons. https://doi.org/10.15482/USDA.ADC/1527809. Accessed 2022-08-24.

Hopmans J.W., Qureshi, I. Kisekka, R. Munns, S.R. Grattan, P. Rengasamy, A. Ben-Gal, S. Assouline, M. Javaux, P.S. Minhas, P.A.C. Raats, T.H. Skaggs, G. Wang, De Jong, Q. van Lier, H. Jiao, R.S. Lavado, N. Lazarovitch, B. Li, E. Taleisnik Critical knowledge gaps and research priorities in global soil salinity Adv. Agron., 169 (2021), pp. 1-191

Lin L (2000). A note on the concordance correlation coefficient. Biometrics 56: 324 - 325.

McElreath, R. Statistical Rethinking: A Bayesian Course with Examples in R and STAN (CRC Press, 2020).

Scudiero E., Skaggs T.H., Corwin D.L., Regional-scale soil salinity assessment using Landsat ETM+ canopy reflectance, Remote Sensing of Environment, Volume 169, 2015, 335-343

Scudiero, E., Skaggs, T. H., Corwin, D. L. (2017). Simplifying field-scale assessment of spatiotemporal changes of soil salinity. Sci. Total Environ., 587–588:273–281. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.136.

Shahid, Shabbir & Zaman, Mohammad & Heng, Lee. (2018). Soil Salinity: Historical Perspectives and a World Overview of the Problem. 10.1007/978-3-319-96190-3_2.

ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO UTILIZANDO DATOS DE TELEDETECCIÓN MULTIESPECTRAL

Pedro Paulo Gomes de Oliveira[1]*; Rafael Delgado Martinez[1]; Thais Correa de Assis[1]; Paulo Costa de Oliveira Filho[2]; Efrain Neri Ramirez[1]; Carlos Antonio da Silva Junior[3]; Adolfo López Pérez[4]

[1]Universidad Autónoma de Tamaulipas, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Facultad de Ingeniería y Ciencia, Centro Universitario, C.P. 87120, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.
[2]Universidade Estadual do Centro Oeste, Posgrado Stricto Sensu en Ciencias Forestales, C. P. 84505-677. Calle Profesora Maria Roza Zanon de Almeida, Irati, Paraná, Brasil.
[3]Universidad Estatal de Mato Grosso, Departamento de Geografía, Calle dos Ingás C. P. 78555-000, Sinop, Mato Grosso, Brasil.
[4]Colegio de Postgraduados, Posgrado en Hidrociencias, Carretera México-Texcoco, km 36.5. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, C.P. 56230.
*Autor para correspondencia: pedropaulo_@hotmail.com

RESUMEN

Conocer el contenido de materia orgánica del suelo es fundamental para su correcta gestión. Debido a que los métodos tradicionales para su determinación son lentos y costosos, es necesario identificar alternativas más eficientes para estimar su contenido en el suelo. En este contexto, la teledetección se une a la ciencia del suelo como una herramienta capaz de reducir costos y tiempos de determinación. Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar el potencial de la regresión lineal múltiple para estimar el contenido de materia orgánica del suelo en una huerta de *Citrus sinensis L. Osbeck*. variedad Valencia, utilizando datos de teledetección multiespectral obtenidos con un dron. Se realizó el método de regresión lineal múltiple para la materia orgánica del suelo a partir de 24 muestras de suelo (variable dependiente) con cinco bandas y cinco índices extraídos del sensor multiespectral RedEdge-MX (variables independientes). Los resultados indican que la relación entre la materia orgánica del suelo y los índices espectrales fue altamente significativa con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.8501 y un error estándar de estimación (Syx%) de 16.4423. El método mostró un buen desempeño, siendo adecuado para estimar el contenido de materia orgánica del suelo en las condiciones analizadas.

PALABRAS CLAVE: *dron; análisis del suelo; regresión lineal múltiple; sensor multiespectral.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso dinámico, constituido por partes sólidas, líquidas y gaseosas, donde cada uno de sus constituyentes cumple importantes funciones que garantizan aspectos particulares a cada parte de la superficie terrestre. La materia orgánica del suelo (MOS) se destaca por su carácter multidisciplinario, ya que controla diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Fageria, 2012), es cementante en la formación de agregados y juega un papel crucial en el mantenimiento de la sustentabilidad de los

ecosistemas, aumentando infiltración de agua, reduciendo la erosividad de la lluvia e incrementando el potencial productivo del suelo (Rodrigues *et al*., 2018).

Conocer el contenido de este elemento es fundamental para establecer un manejo adecuado del suelo (Reis *et al*., 2019a); sin embargo, los métodos tradicionales para su determinación son lentos y costosos. En este contexto, la teledetección se une a la ciencia del suelo como una herramienta capaz de reducir los costos y el tiempo de determinación, con el fin de agilizar la actividad mediante la respuesta espectral de imágenes de diferentes fuentes, como satélites o vehículos aéreos no tripulados (VANTs) (Demattê *et al*., 2004). Otro factor que vale la pena mencionar es la alta relación entre la materia orgánica y la curva espectral del suelo (Reis *et al*., 2019b). Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar el potencial del modelo de regresión lineal múltiple para estimar el contenido de materia orgánica del suelo en una huerta de *Citrus sinensis* L. *Osbeck*. variedad Valencia, utilizando datos de teledetección multiespectral obtenidos con un dron.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en la región norte del estado de Tamaulipas en las coordenadas geográficas 24° 5'48.37"N y 99° 8'43.75"W (Figura 1), con una altitud de 176.5 metros.

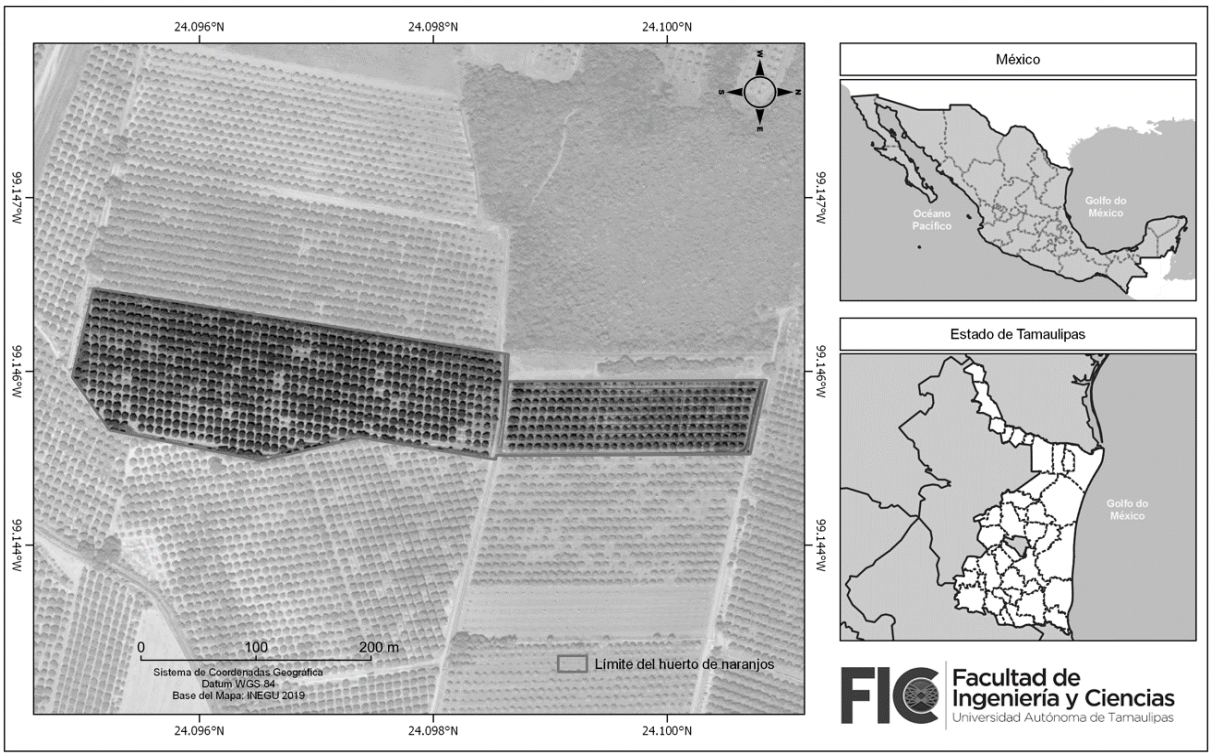


Figura 1. Ubicación del sitio experimental.

Según la clasificación de Köppen, el clima es semicálido y lluvioso en verano (Kottek et al., 2006), con una precipitación media anual de 692.5 mm. El suelo del área experimental se clasificó como de textura franco-arcillo-limosa.

OBTENCIÓN DE DATOS

Inicialmente se vectorizó el área de muestreo a partir de la delimitación de su perímetro, utilizando un dispositivo GNSS (Global Navigation Satellite System) (marca Ashtech, modelo MobileMapper 10). El área se subdividió en parcelas de 0.25 ha (24 parcelas experimentales) y se levantó un punto en el centro de cada parcela, que sirvió como sitio para la colecta de la muestra de suelo.

La determinación del contenido de materia orgánica del suelo se realizó mediante el método propuesto por Walkley y Black (1934); este método se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo a través de una solución de dicromato de potasio y el calor de reacción que se genera mezclándolo con ácido sulfúrico concentrado. Se colectaron 24 muestras de suelo a una profundidad de 0 a 40 cm, usando una barrena holandesa, las muestras se ubicaron lo más cerca posible del punto central, cada muestra estuvo conformada por cuatro muestras obtenidas en un radio de 4 metros ubicadas en los cuadrantes norte, sur, este y oeste.

La determinación del índice relativo de clorofila (IRC) se realizó con un medidor portátil de clorifila (Konica Minolta, modelo SPAD-502 Plus), cuando el cultivo estaba en estado vegetativo. Se seleccionaron 24 árboles ubicados lo más cerca posible del punto central y se muestrearon 48 hojas por planta; con 12 hojas en cada uno de los cuadrantes (norte, sur, este y oeste), divididas en 4 hojas por estratos (inferior, medio y superior). Se seleccionaron las hojas más expuestas a la luz, y se tomaron las lecturas en la parte central a 6.0 mm del borde de la hoja, marcado por el regulador de profundidad del dispositivo. Las mediciones se realizaron el 26 de junio de 2021 entre las 09:00 a.m. y las 11:00 a.m., realizándose calibraciones antes de tomar las lecturas, de acuerdo con las recomendaciones del fabricante.

Las imágenes multiespectrales se adquirieron utilizando un sensor multiespectral RedEdge-MX (MicaSense, EE. UU.) con una resolución de 1280x960 pixeles en cinco bandas espectrales: Azul (465-485nm), Verde (550-570nm), Rojo (663 -673 nm), RedEdge (712 -722 nm) e Infrarrojo cercano (820 -860 nm). El sensor fue conectado al dron Mavic Pro (DJI, modelo CP.PT.000506) para capturar imágenes y generar el ortomosaico multiespectral, el plan de vuelo fue elaborado por la aplicación DJI GS Pro (Ground Station Pro). El vuelo se realizó de forma automática a una altura de 100 m, con una resolución espacial de 6.5 cm y 75% de superposición frontal y lateral, cubriendo un área de 8 ha. El vuelo se realizó entre las 10:00 y 11:00 horas; cabe señalar que antes del vuelo se obtuvo una imagen ortogonal al panel de reflectancia para la posterior calibración radiométrica de las imágenes. El procesamiento fotogramétrico se realizó con el software Pix4Dmapper versión 4.6.4.

Se derivaron cinco índices espectrales del sensor multiespectral RedEdge-MX. Las ecuaciones de los índices de vegetación utilizadas se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Índices espectrales.

Índice	Nombre	Ecuación
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index	(nir-red) / (nir + red)
GCL	Green Chlorophyll Index	(nir) / (green) – 1
EVI	Enhanced Vegetation Index	2.5 * ((nir – red) / ((nir) + (C1 * red) – (C2 * blue) + L))
VARI	Visible Atmospherically Resistant Index	(green – red) / (green + vermelho – azul)
SIPI	Structure Insensitive Pigment Index	(nir – blue) / (nir – red)

Parámetros: L=1, C1=6 e C2=7,5.

Se aplicó el modelo de regresión lineal múltiple para la materia orgánica del suelo a partir de 24 muestras de suelo (variable dependiente) con cinco bandas y seis índices de vegetación (variables independientes), mediante el programa para análisis estadístico SAS versión 9.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se generó una ecuación de regresión lineal múltiple entre los datos de la muestra de suelo y las bandas espectrales. La relación entre la MOS y los índices espectrales fue altamente significativa con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.8501 y un error estándar de estimación (Syx%) de 16.4423. La ecuación obtenida fue la siguiente:

MOS = (-5146.546099 + 16000.594898 * blue) + (-48.040613 * green) + (-13296.619724 * red) + (-0.248353 * rededge) + (15.158233 * nir) + (-473.153195 * NDVI) + (-2.397724 * GCL) + (567.520163 * EVI) + (-7.867821 * VARI) + (2804.870464 * SIPI) + (0.072622 * SPAD)

Donde: MOS = materia orgánica en el suelo en porcentaje; blue= banda azul; green =banda verde; red = banda roja; rededge=borde rojo; nir=infrarrojo cercano; NDVI, GCL, EVI, VARI, SIPI, SPAD = índices de vegetación.

De acuerdo con la Figura 2, la distribución de residuos para el modelo ajustado para estimar el contenido de materia orgánica del suelo no muestra tendencias en estimaciones con dispersión homogénea de residuos.

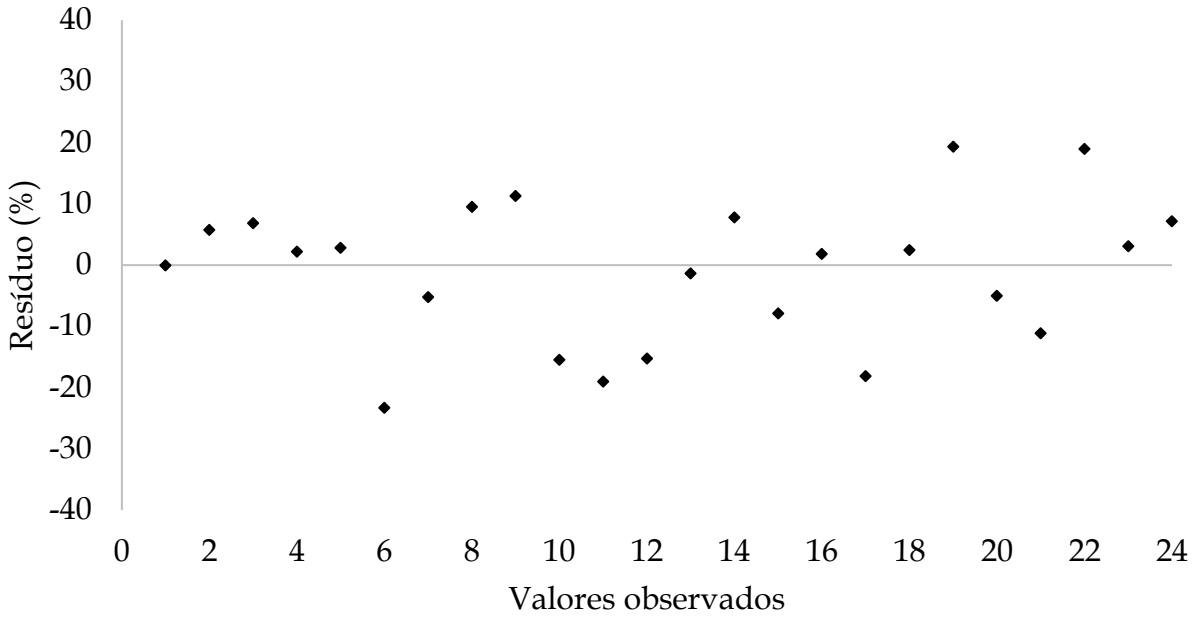


Figura 2. Distribución dos residuos (%).

Los resultados de este estudio fueron superiores a los observados por Medhioub et al. (2019), quienes estudiaron el uso de la regresión lineal múltiple para predecir el contenido de materia orgánica del suelo en el sur de Túnez, señalando que la relación entre la MOS y los índices espectrales fue significativa con coeficiente de determinación (R^2) de 0.678. Por otro lado, Žížala et al. (2019), trabajando con el mapeo de carbono orgánico del suelo utilizando datos de sensores remotos multiespectrales, concluyeron que la aplicación de sensores multiespectrales puede ser una alternativa adecuada y rentable para el modelado predictivo del contenido de carbono orgánico del suelo.

CONCLUSIÓN

La técnica de regresión lineal múltiple con datos de imágenes multiespectrales resultó altamente significativa, presentando un buen desempeño del modelo obtenido; por lo tanto, se considera una metodología adecuada para estimar el contenido de materia orgánica del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada y a la Universidad Autónoma de Tamaulipas.

BIBLIOGRAFÍA

Demattê, J. A. M., A. Marques G., P. R. Fioro, J. L. Ortiz, J. A. Mazza e H. Lissoni L. 2004. Comparação entre mapas de solos obtidos por sensoriamento remoto espectral e pelo método convencional. Pesquisa agropecuária brasileira 39:1219-1229.

Medhioub, E., Bouaziz, M., & Bouaziz, S. (2018, November). Spatial estimation of soil organic matter content using remote sensing data in southern Tunisia. In Conference of the arabian journal of geosciences (pp. 215-217). Springer, Cham.

Reis C., A. de S., E. Pinto dos S., R. Barreto M., R. Leal S. e T. Bomfim J. 2019 a. Caracterização do comportamento espectral da matéria orgânica em diferentes classes de solo e profundidades de coleta. Anais do XIX Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto 2244-2247.

Reis C., A. de S., T. Bomfim de J., E. Pinto dos S. e R. Leal S. 2019 b. Utilização da espectrorradiometria na caracterização do teor de matéria orgânica presente no solo. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais 7:86-95.

Rodrigues S., M. D., M. C. Costa C., J. M. da Cunha, B. Campos M., I. Amorim de O., E. G. de Brito F. e A. F. Lima L. 2018. Variabilidade espacial da estabilidade dos agregados e matéria orgânica do solo em terra preta arqueológica sob pastagem. Gaia Scientia 12:125-133.

Walkley A and A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.

Žížala, D., Minařík, R., & Zádorová, T. (2019). Soil organic carbon mapping using multispectral remote sensing data: Prediction ability of data with different spatial and spectral resolutions. Remote Sensing, 11(24), 2947.

EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD DE LA PRODUCCIÓN DE HIGO (*Ficus Carica*) EN LA CUENCA SEMIÁRIDA DE LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR

Carla Patricia Villarreal Batista[1]; Francisco Higinio Ruiz Espinoza[1]; Enrique Troyo Diéguez[2]

1 Universidad Autónoma de Baja California Sur, carretera al sur km 5.5 CP: 23080 La Paz, México
2 Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, carretera a San Juan de La Costa "El Comitán" CP: 23205, La Paz, México
Correo de autor: carlapvb@hotmail.com

RESUMEN

El modelo de producción agrícola industrial de mercado globalizado ya es insostenible por las pérdidas que genera desde el punto de vista social, económico y ambiental. Es por eso que surge esta investigación, en un municipio donde cuidar de los recursos y hacer prácticas sustentables es de primera necesidad. Evaluar la sustentabilidad de la producción de higo es vital para encontrar áreas de mejoras en el uso y manejo de los recursos. Por la naturaleza de los objetivos la investigación se hizo bajo la metodología MESMIS. La investigación fue de carácter comparativo, basándose en el análisis simultaneo del sistema de manejo de referencia y de un sistema alternativo. El presente estudio de caso se realizó en higo orgánico y convencional.

PALABRAS CLAVE: *indicadores; recursos naturales; sistemas de manejo*

INTRODUCCIÓN

La alimentación es la necesidad más básica del ser humano; para la humanidad, al desarrollarse en como comunidades, la necesidad de producir alimentos de forma más eficiente se ha convertido en una de sus prioridades. En el pasado, los antiguos pobladores tenían que recurrir a la caza de animales lo que no favorecía asentarse en algún sitio de manera definitiva: Es cuando se aprende a labrar la tierra que la gente se empezó a organizar y a desarrollarse como comunidad, por lo cual se admite que la agricultura cambió la vida de la humanidad. Una vez que las comunidades se hicieron sedentarias, empezaron a crecer y con ello la necesidad de producir alimentos de forma más eficiente comenzó a plasmarse y fue posible realizar gracias a la ciencia y al desarrollo de diferentes métodos. Es así que, como dicen Cortés *et al.* (2009), el uso de maquinarias, fertilizantes, químicos y plaguicidas, entre otros, se han encargado de desplazar las prácticas tradicionales. Aun cuando se ha conseguido un aumento de productividad en la agricultura, como lo explican Bedoya *et al*. (2017), hoy mantener una tendencia al alza de la productividad es insostenible, debido a las

importantes pérdidas que se generan desde el punto de vista ambiental, que afectan directamente el componente social y económico de este sector.

Entre ellas, es importante mencionar el abandono del medio rural, la pérdida de los conocimientos agrícolas tradicionales y de variedades autóctonas, la crisis de rentabilidad de numerosas especies de cultivo, el dumping (subvención de algunas variedades de cultivo que permite vender por debajo del precio de producción) y la destrucción de economías agrarias de los países desfavorecidos, entre otras consecuencias sociales. Como impactos ambientales, cabe mencionar la erosión de suelos, degradación de tierras, contaminación, desperdicio energético, alteraciones de la red hidrográfica y de los ciclos biogeoquímicos y finalmente, una contribución significativa al cambio climático y calentamiento global (Lassaletta y Rovira, 2005).

Con lo antes expuesto, surge la necesidad de crear algún instrumento o marco que sea capaz de medir el grado de daño que se le ocasiona al medio ambiente. Es entonces que la evaluación de la sustentabilidad agrícola nace como respuesta (López *et al*., 2017). De acuerdo a Pope *et al*. (2004), aunque es difícil captar la complejidad de la sustentabilidad agrícola a través de la evaluación, es un proyecto que vale la pena, toda vez que dirige la atención de los que toman las decisiones más allá de la productividad de los cultivos para incluir dimensiones de bienestar social y ambiental. El problema principal al tratar de medir un concepto tan amplio como lo es la sustentabilidad, consiste en que no se trata de una tarea fácil con una guía sencilla. Más bien necesita un enfoque que sea dinámico y que contemple todas las diferentes aristas que la misma definición de sustentabilidad brinda. La construcción de indicadores es un enfoque que integra una solución de amplia cobertura para enfrentar dicha problemática, al proponer la categorización de los factores externos e internos que intervienen en los sistemas de manejo en distintas formas.

En La Paz Baja California Sur desde hace tiempo la situación del agua es un tema que preocupa a sus habitantes por su escasez; durante la última década su acuífero se ha visto seriamente afectado por la sobre explotación (Cruz *et al*., 2011), debido a que la extracción del agua subterránea ha sido superior a la recarga natural por lluvias.

Lo anterior motiva la presente investigación, en un municipio donde la preservación de los recursos naturales y la promoción de prácticas sustentables son la máxima prioridad. Ello debe enfocar a la sociedad a encontrar áreas productivas susceptibles de mejora, es decir, mejorar y hacer sostenible lo que ya se produce, como alternativa viable ante las infranqueables dificultades que impone una posible expansión de las áreas de producción, lo cual se percibe inviable.

Se eligió seleccionó aplicar el "Marco para la evaluación de sistemas de manejo de recursos naturales incorporando indicadores de sustentabilidad" (MESMIS), rn virtud de que es una metodología muy amigable y entendible para la mayoría de las personas, además de que toma en cuenta no solo indicadores económicos si no también los ambientales y sociales. Mediante dicho método se pretende tener un panorama más claro en apoyo a los agricultores y a las personas encargadas de tomar las decisiones en un futuro, ya que el

instrumento no es solo calificador de opciones, sino que es un punto de apoyo para hacer funcional el concepto de sustentabilidad al tener un enfoque participativo. Los objetivos alcanzados en la investigación fueron los siguientes: Se caracterizaron los sistemas de producción de higo convencional y orgánico. Se aplicó el Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales incorporando Indicadores de Sustentabilidad y se realizó un análisis de sustentabilidad evaluando los dos sistemas de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El método que se utilizó fue el Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales incorporando Indicadores de Sustentabilidad (MESMIS). La evaluación fue de carácter comparativo, a partir del análisis simultáneo del sistema de manejo de referencia y de un sistema alternativo, en este caso los sistemas de producción de higo orgánico y de higo convencional, aplicando seis pasos secuenciales.

En el primer paso se determinó el objeto de la evaluación definiendo los sistemas de manejo que fueron valorados, incluyendo sus características y el contexto socio ambiental en el que están enmarcados. En el segundo paso se determinaron las fortalezas y debilidades que inciden en la sustentabilidad de los sistemas de manejo que se evaluaron en un ejercicio participativo con los productores para conocer a detalle la apreciación de su entorno. Después, en el tercer paso se seleccionaron los indicadores donde se determinaron los criterios de diagnóstico de acuerdo a la importancia y relevancia para los productores. En el cuarto paso se midieron y monitorearon los indicadores a través de la recopilación de información con entrevistas semi-estructuradas a los productores, técnicos y empleados. En el quinto paso se presentaron e integraron los resultados y en sexto y último paso se emitieron las conclusiones y recomendaciones pertinentes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos obtenidos a través del Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta denotaron el crecimiento de la producción de higo en el estado en los últimos diez años, pasando de producir 24,491 toneladas de higo a 68,671. La superficie siniestrada estuvo en su punto más alto en el 2013 con 51 ha, aunque en los últimos tres años (2019-2021) no se registraron pérdidas. El valor de la producción creció más del doble, pasando de 175,000 pesos a 375,000 pesos al año por ha, en los últimos diez años. El estado de Baja California Sur es el segundo productor más grande del país, por debajo del estado de Morelos. En el 2016 apareció por primera vez la producción de higo orgánico para uso comercial con 66 ha cosechadas; en la actualidad se cuenta con más de 300 ha cosechadas. El mayor municipio productor de higo convencional en Baja California Sur es Comondú, con 48,000 toneladas producidas y en segundo lugar el municipio de La Paz, con 8,400 toneladas cosechadas el año pasado (2021). El municipio con la mayor producción de higo orgánico certificado es Mulegé en la porción norte del estado, donde prevalecen las condiciones ambientales del Desierto El Vizcaíno, con 2,500 toneladas al año.





CONCLUSIONES

El alza de la producción de higo a través de una década denota viabilidad de venta del producto en el mercado. Al no tenerse el registro de hectáreas siniestradas durante año anterior (2021), se infiere que se ha aplicado el correcto uso de tecnologías para el mejoramiento de la producción. El valor económico de la producción ha reflejado un notorio apreciamiento debido a que el higo es un producto cuya demanda se encuentra en alza constante. Lo anterior motiva a continuar y fortalecer la presente investigación, toda vez que la apreciación del producto, su rendimiento y sus características lo hacen atractivo para los productores y comercializadores. El crecimiento de la producción de higo orgánico en el estado sugiere un claro interés al cambio de las tendencias del consumidor a productos más sanos e inocuos y que su consumo sigue al alza. Por lo antes expuesto, es importante promover y monitorear el uso sostenible de los recursos asociados a la producción del higo en un estado donde los recursos hídricos son escasos. Medir y evaluar el uso de dichos recursos revelarán las áreas de mejoras en el proceso de producción.

BIBLIOGRAFÍA

Bedoya, E., Eduard, C. y Burneo, Z. (2017). Una agricultura insostenible y la crisis del barbecho: el caso de los agricultores del valle de los ríos Apurímac y Ene, VRAE. *Anthropologica*, *35*(38), 211-240.

Cortés, E., Álvarez F. y González, H. (2009). LA MECANIZACIÓN AGRÍCOLA: GESTIÓN, SELECCIÓN Y ADMINISTRACIÓN DE LA MAQUINARIA PARA LAS OPERACIONES DE CAMPO. Revista CES Medicina Veterinaria y Zootecnia, 4(2),151-160.

Cruz-Falcón, A., R. Vázquez-González., J. Ramírez-Hernández., E.H. Nava-Sánchez, E. Troyo-Diéguez., J. Rivera-Rosas. y J.E. Vega-Mayagoitia. (2011). *Precipitación y recarga en la Cuenca de La Paz*. Universidad y Ciencia. (3): 251-263.

Lassaletta, L., & Rovira, J. (2005). *Agricultura industrial y cambio global*. El Ecologista, (45), pp. 52-55. Fecha de consulta 29 de abril de 2021. ISSN: 0211-6472.

Masera, O., Astier, M., López-Ridaura, S. (2005). *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales*. El marco de evaluación MESMIS. Mundi-Prensa México, México, D.F.

Pope, J., Annandale D., Morrison-Saunders, A., (2004). *Conceptualising sustainability assessment.* Environmental Impact Assessment Review, 24(6), pp. 595–616. Fecha de consulta 30 de abril de 2021. ISSN:0195-9255.

Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta (SIACON). Disponible en *https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430.* Fecha de consulta 14 de julio de 2022.

LA PROMESA DEL MAPEO DIGITAL DE SUELOS PARA MEJORAR LA CALIDAD, CANTIDAD Y ACCESO A DATOS E INFORMACIÓN SOBRE SUELOS EN MEXICO

Mario Guevara[1,2,3+]; Todd H. Skaggs[1], Elia Scudiero[1,2,]

[1]University of California, Riverside, Department of Environmental Sciences Riverside CA
[2]United States Department of Agriculture, Soil Salinity National Laboratory, Riverside CA
[3]Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Qro. MX.
[+]Autor para correspondencia (mguevara@geociencias.unam.mx)

RESUMEN

Se presenta una perspectiva sobre mapeo digital de suelos y su potencial para mejorar la calidad cantidad y acceso a datos e información de suelos requerida por diversos usuarios. Se propone la sinergia de la ciencia de datos, de las ciencias de la información geográfica y de la computación para facilitar la tarea de caracterizar la variabilidad espacial y temporal del suelo con una vision de gran escala. Se argumenta que las facilidades que provee la ciencia de la inteligencia artificial son utiles para el rapeo de suelos pero subutilizadas en la ciencia del suelo. Se describen las principales fuentes de información para el mapeo digital de suelos. Se resumen grandes retos de investigación en el mapeo digital de suelos. Finalmente, se propone al mapeo digital de suelos como una alternativa efectiva para resolver el problema de los datos y la información del suelo en México.

PALABRAS CLAVE: *Mapeo digital de suelos, covariables ambientales, ciencia de datos*

INTRODUCCIÓN

El mapeo digital de suelos es un marco de referencia para cuantificar la variabilidad espacial de propiedades, atributos o clases de suelos en areas donde no se cuenta con información disponible. El mapeo digital de suelos es una perspectiva costo-efectiva para mejorar la calidad, cantidad y acceso a datos e información de suelos, donde una propiedad o clase de suelo (e.g., contenido de carbono orgánico, textura, pH) puede ser modelada a partir de la relación que presentan datos de suelos medidos en campo con capas de información ambiental que representan factores de formación de suelos (e.g., clima, relieve, organismos, material parental y tiempo). Estas capas de información ambiental o covariables del suelo son obtenidas de sensores remotos, del análisis digital de terreno, de superficies climáticas y de mapas temáticos preexistentes (e.g., de tipos de rocas, de suelos). Estas capas funcionan como factores predictivos de variables de suelos de interés que permiten la generación de mapas digitales de suelos utiles para una gran diversidad de aplicaciones en las ciencias de la Tierra. Esta perspectiva nos permite entonces poblar con datos de suelos areas que no han sido maestreados o caracterizadas directamente en campo a partir de relaciones numéricas o modeladas (e.g., modelos algorítmicos, estadísticos, difusos, asistidos por computadoras) entre las covariables del suelo y los datos de suelo disponibles en sitios conocidos. De manera general, los momentos principales del mapeo digital de suelos desde una

perspectiva de ciencia de datos son a) identificación de la mejor información disponible y generación de hipótesis de trabajo sobre controles locales de variación de suelos, b) armonización de datos de suelos y covariables, c) exploración de relaciones entre variables de suelo y sus covariables, d) preprocesamiento, estandarización y reducción de dimensiones en bases de datos; e) selección de variables importantes; c) selección de modelos apropiados usando criterios de información (dirigidos por datos y por hipotesis), d) evaluación de modelos y de varianza de moderación, e) predicción (aplicación de coeficientes del modelo optimo a toda el area de interés, generación de un mapa digital de suelo) y f) interpretación de mapas digitales de suelo y síntesis de nuevo conocimiento. En el mapeo digital de suelos, se trata de aprovechar la sinergias entre las ciencias de datos, de la información geográfica y de la computación, con la ciencia del suelo para facilitar la tarea del edafologo de hacer mapas de suelos.

MAPEO DIGITAL DE SUELOS Y SU RELACIÓN CON OTRAS AREAS DE CONOCIMIENTO

El mapeo digital de suelos es clave en la ciencia del suelo para desarrollar estudios sobre la variabilidad espacial del suelo, los cuales son fundamentales para entender la respuesta del suelo al cambio ambiental local-a-regional. Entonces el mapeo digital de suelos tiene una relación directa con diversas disciplinas en las ciencias ambientales y de la tierra que buscan mejor entender como cambian los ecosistemas en el tiempo, incluidos los ciclos de materia, agua y energía en la zona critica de la tierra.

En términos prácticos, el mapeo digital de suelos es una disciplina hermana de la moderación de nicho ecológico o de la distribución geográfica de especies biológicas, pero enfocada a estudiar la distribución geográfica de clases o atributos funcionales del suelo. Para esto, el mapeo digital de suelos se relaciona directamente con las ciencias de la información geográfica, particularmente con la geomatica y la percepción remota, para la obtención y procesamiento de imágenes o capas de información ambiental que representan el ambiente de formación (o degradación de suelos) de suelos. En un mundo de grandes bases de datos ambientales relacionados directa o indirectamente con la variabilidad espacial del suelo, el mapeo digital de suelos tiene un componente fuerte de minería de datos y consecuentemente de la ciencia de datos. Primero porque existen mucho conocimiento escondido en relaciones de variables contenidas en bases de datos estructuradas y no estructuradas y segundo, porque extraer este conocimiento (el cual puede ser altamente no lineal) requiere un enfoque flexible a la presencia de relaciones complejas, dinámicas y que ocurren a diversas escalas temporales y espaciales entre el suelo y sus controles ambientales de variabilidad espacial. Una pregunta eterna del mapeo digital de suelos es como generar mapas digitales de suelos con la mayor definición espacial posible. Lo cual nos obliga a aprovechar la capacidad de las computadoras para almacenar información, identificar patrones en los datos y para generalizar estos patrones a nuevas observaciones. Por tanto, los paradigmas de computo de alto rendimiento o distribuido son herramientas de conocimiento requeridos para el mapeo digital de suelos eficiente a escalas detalladas en areas de gran tamaño. Ademas de las ciencias de la tierra y de la vida, las sinergias de la ciencia del suelo con la ciencia de datos, de la información geográfica y de la





computación son importantes para mejor conocer la variabilidad del suelo a escalas de gran tamaño (e.g., regional-a-global).

La inteligencia artificial es otra ciencia que empuja mucho los avances de la ciencia de datos y de la computación y por tanto, es otra ciencia con mucho potencial para mejorar la calidad de los mapas digitales de suelos. El objetivo central de la inteligencia artificial es entender como funciona el cerebro humado. El aprendizaje estadístico asistido por computadoras (en ingles machine learning) es el motor de la inteligencia artificial y de la ciencia de datos para resolver problemas de regresión o clasificación en conjuntos de variables altamente no lineales. Hoy en dia existen cientos (si no es que miles) de aproximaciones de la inteligencia artificial que son utiles para predecir patrones y tendencias de suelos en espacio y tiempo (e.g., redes neuronales, aprendizaje profundo, por reforzamiento). Estas aproximaciones están subutilizadas para el mapeo digital de suelos gracias a la baja interoperabilidad entre científicos de suelo y científicos de datos. Mejores sinergias de comunicación entre científicos del suelo y otras ciencias resulta en una oportunidad de investigación sin precedentes para abordar problemas complejos y de interés amplio como la variabilidad espacial del suelo en areas de gran tamaño.

FUENTES DE INFORMACIÓN PARA EL MAPEO DIGITAL DE SUELOS

Hoy en día existe una conciencia creciente en las comunidades científicas sobre la importancia de trabajar con principios de datos compartidos, abiertos y de reconocimiento e inclusion a proveedores de datos, particularmente datos de suelos, los cuales son tardadnos y costosos de obtener. Hoy en día existen diversas fuentes de datos e información de suelos publicas que representan una oportunidad de investigación muy importante para responder preguntas de interés global (e.g., Batjes et al., 2019), nacional (Armas et al., 2022, Varón-Ramírez et al., 2022), y enfocadas a atributos específicos de suelo, como su contenido de carbono orgánico (Pfeiffer et al., 2020). En Mexico, la principal fuente de datos e información de suelos es el INEGI (Krasilnikov et al., 2013), pero existen diversas colecciones datos patrimoniales y colectadas por diversos grupos de trabajo que están disponibles para el mapeo digital de suelos con una perspectiva nacional.

Por otro lado, las covariables ambientales del suelo son diversas y se encuentran disponibles gracias a diversas fuentes. Principalmente, la percepción remota satelital se considera la opción mas viable para obtener información sobre la variabilidad espacial y temporal de los ecosistemas relacionada con el suelo en areas e gran tamaño geográfico. La percepción remota satelital permite obtener proxies de factores formadores del suelo con elevados niveles de resolución espacial y temporal. Las misiones de observación de la tierra Landsat, MODIS o Sentinel son quizá las fuentes de datos más accesibles y utiles para la predicción de patrones de distribución de suelos en cualquier punto del espacio geográfico.

Por otro lado, los modelos digitales de elevación (también disponibles gracias a la percepción remota) son los insumos principales de la geomorfometria, para generar atributos de terreno (primarios y secundarios) que controlan directamente dos procesos que impactan la distribución de suelos, la distribución de agua en el paisaje y la incidencia de radiación solar. Hoy en día existen muchas fuentes de datos de elevación de elevada precision y exactitud, dado que la topografía es transversal en muchas lineas de

conocimiento e investigación, generalmente en cada país existe un modelo digital de elevación con calidad suficiente para el mapeo digital de suelos. En Mexico, gracias a INEGI, esta disponible un continuo nacional de elevaciones de hasta 15m de resolución espacial con base en cartas topográficas (e.g., 1:25-50k) e interpolaciones de curvas de nivel y también existe un modelo digital de elevaciones de 5m de resolución espacial en grandes extensiones del sureste mexicano con base en tecnología LIDAR. Estos productos son bastante atractivos para describir relaciones cuantitativas entre la distribución del suelo y su posición en el relieve a escalas relevantes para el manejo de suelos de precision.

Otras fuentes de información relevantes son la información climática disponible (e.g., en forma de datos provenientes de casetas climáticas o superficies climáticas interpoladas) en cada país o gracias a esfuerzos de síntesis global (e.g., the Climate Research Unit initiative, o Worldclim), así como la información disponible en mapas temáticos de variables relacionadas con el suelo o con su ambiente de formación y degradación. A escalas detalladas (e.g., < 1:25 000) la gran limitante para el uso de la información climática disponible es la resolución espacial. Es rara, por ejemplo, la existencia de productos climáticos de resoluciones espaciales < 1km para grandes areas geográficas de Mexico y el mundo. Por otro lado, los mapas temáticos de suelos, de cobertura, tipo de roca o de otros factores relacionados con el ambiente de formación de suelos generalmente no están disponibles para grandes territorios a escalas detalladas. Por otro lado, resulta un desafío armonizar dos o mas mapas de polígonos de un tema (e;g., tipos de suelos) cuando estos se generaron por distintos grupos de trabajo y diversos métodos de levantamiento de información de suelos.

Cada fuente de información para nutrir un flujo de trabajo de mapeo digital de suelos tiene ventajas y desventajas, principalmente relacionadas con su representatividad espacial (e.g., tamaño de pixel o escala) o la calidad de sus datos de origen. Sin embargo la selección apropiada de variables apropiadas para el mapeo digital de suelos principalmente depende de la capacidad del investigador para identificar, reunir y manejar la mejor información disponible sobre el ambiente de formación de suelos con énfasis en las variables de suelo de interés. Por otro lado, la selección apropiada de variables resulta de una decision dirigida por datos relacionados con la capacidad predictiva de cada variable ante la presencia de las damas, en el espacio estadístico. Previo a la selección de modelos y consecuente generación de mapas digitales de suelo, la selección de variables influyentes en la variable de suelo de interés es un componente clave en un flujo ed trabajo de mapeo digital de suelos, el cual busca no solo predicciones acertadas, sino también interpretables en términos de los controles dominantes de variación espacial de suelos en cada sitio de interés.

GRANDES RETOS DE INVESTIGACIÓN PARA EL MAPEO DIGITAL DE SUELOS

Muchos flujos de trabajo de mapeo digital de suelos (p. ej., para cuantificar la variabilidad espacial de las propiedades atributos o clases de suelo, mapear la presencia de tipos de suelo o desagregar unidades de mapeo de suelos) están disponibles para diversas aplicaciones (e.g., agronomía digital, agricultura de precision). Sin embargo, los proyectos relacionados con el suelo que utilizan mapeo digital de suelos y sensores remotos comúnmente enfrentan desafíos al implementar o diseñar marcos de modelado efectivos porque tales tareas

requieren mucha mano de obra y requieren una comunicación de alto nivel entre diversos colaboradores científicos. Los desafíos incluyen: i) rescate, reutilización e incompletitud de datos; ii) armonización de datos de múltiples estudios de suelos; iii) acoplar y aumentar los datos del suelo con otras fuentes de información (p. ej., datos reales sobre el terreno con sensores remotos) para predecir los valores del suelo en sitios no muestreados con gran precisión. La selección de variables y parámetros del modelo también son tareas que requieren mucho tiempo (por ejemplo, tiempo de cómputo) y tienen un impacto directo en la precisión de la predicción del modelo.

CONCLUSIÓN

El mapeo digital de suelos representa un marco de referencia para entender de manera cuantitativa la distribución local a global de suelos. Sin embargo el mapeo de suelos es una tarea de edafologos y de científicos en las ciencias de la Tierra. Por tango la sinergia de comunidades de científicos del suelo con científicos de otras areas (e.g., de datos, de computación, de la información geografica) es necesaria para la síntesis apropiada y eficiente de la información masiva que hoy existe disponible para habilitar sistemas de mapeo digital y reporte periódico de suelos, urgentemente requeridos para muchas aplicaciones en las ciencias de la Tierra.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo de: UNESCO-IGCP-IUGS, 2022 (#765), UNAM-PAPIIT, 2021 (#IA204522) and USDA-NIFA-AFRI, USA, 2019 (#2019-67022-29696).

BIBLIOGRAFÍA

Armas, D., Guevara, M., Bezares, F., Vargas, R., Durante, P., Osorio, V., Jiménez, W., and Oyonarte, C.: Harmonized soil database of Ecuador (HESD): data from 2009 to 2015, Earth Syst. Sci. Data Discuss. [preprint], https://doi.org/10.5194/essd-2022-230, in review, 2022.

Batjes, N. H., Ribeiro, E., and van Oostrum, A.: Standardised soil profile data to support global mapping and modelling (WoSIS snapshot 2019), Earth Syst. Sci. Data, 12, 299–320, https://doi.org/10.5194/essd-12-299-2020, 2020.

Krasilnikov, Pavel & Gutiérrez-Castorena, Ma. Del Carmen & Ahrens, Robert & Cruz-Gaistardo, Carlos & Sedov, Sergey & Solleiro-Rebolledo, Elizabeth. (2013). The Soils of Mexico. 10.1007/978-94-007-5660-1.

Pfeiffer, M., Padarian, J., Osorio, R., Bustamante, N., Olmedo, G. F., Guevara, M., Aburto, F., Albornoz, F., Antilén, M., Araya, E., Arellano, E., Barret, M., Barrera, J., Boeckx, P., Briceño, M., Bunning, S., Cabrol, L., Casanova, M., Cornejo, P., Corradini, F., Curaqueo, G., Doetterl, S., Duran, P., Escudey, M., Espinoza, A., Francke, S., Fuentes, J. P., Fuentes, M., Gajardo, G., García, R., Gallaud, A., Galleguillos, M., Gomez, A., Hidalgo, M., Ivelic-Sáez, J., Mashalaba, L., Matus, F., Meza, F., Mora, M. D. L. L., Mora, J., Muñoz, C., Norambuena, P., Olivera, C., Ovalle, C., Panichini, M., Pauchard, A., Pérez-Quezada, J. F., Radic, S., Ramirez, J., Riveras, N., Ruiz, G., Salazar, O., Salgado, I., Seguel, O., Sepúlveda, M., Sierra, C., Tapia, Y., Tapia, F., Toledo, B., Torrico, J. M., Valle, S., Vargas,

R., Wolff, M., and Zagal, E.: CHLSOC: the Chilean Soil Organic Carbon database, a multi-institutional collaborative effort, Earth Syst. Sci. Data, 12, 457–468, https://doi.org/10.5194/essd-12-457-2020, 2020.

Varón-Ramírez, V. M., Araujo-Carrillo, G. A., and Guevara, M.: Colombian soil texture: Building a spatial ensemble model, Earth Syst. Sci. Data Discuss. [preprint], https://doi.org/10.5194/essd-2021-437, in review, 2022.





Cinvestav

Rodval

SumiNorte
SUMINISTROS PARA LABORATORIO DEL NORTE
LABORATORIO • INDUSTRIA • AGRICULTURA • ACUACULTURA
Saltillo, Coahuila / Tel. (844) 416.91.54

Innovación y Suelos Sanos para el Desarrollo Sustentable