

Importancia de la materia orgánica en el suelo

pág. 52

Año 9 • Volumen 9 • Número 8 • agosto, 2016

HERRAMIENTAS MOLECULARES PARA ESTUDIOS AMBIENTALES DE ACTIVIDADES AGROINDUSTRIALES	3
RESIDUOS AGROINDUSTRIALES CON POTENCIAL DE COMPOSTAJE	10
REVALORIZACIÓN DE ALGUNOS RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y SU POTENCIAL DE APLICACIÓN A SUELOS AGRÍCOLAS	18
COMPOSTAJE EN BIOPILAS PARA LA LIMPIEZA DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO	24
EFICIENCIA ENERGÉTICA DE LAS HERRAMIENTAS AGRÍCOLAS PARA LA LABRANZA DE SUELOS CULTIVABLES	31
BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO Y EMISIONES DE AMONÍACO EN EXPLOTACIONES AVÍCOLAS	38

y más artículos de interés...

Estructura

Agroproductividad es una revista de divulgación científica y tecnológica, auspiciada por el Colegio de Postgraduados de forma mensual para entregar los resultados obtenidos por los investigadores en ciencias agrícolas y afines. En ella se publica información original y relevante para el desarrollo agropecuario, social y otras disciplinas relacionadas, en formato de artículo, nota o ensayo. Las contribuciones son arbitradas y la publicación final se hace en idioma español. La contribución debe tener una extensión máxima de 15 cuartillas, incluyendo las ilustraciones. Deberá estar escrita en Word a doble espacio empleando el tipo Arial a 12 puntos y márgenes de 2.5 cm. Debe evitarse el uso de sangría al inicio de los párrafos. Las ilustraciones serán de calidad suficiente para su impresión en offset a colores, y con una resolución de 300 dpi en formato JPEG, TIFF o RAW.

La estructura de la contribución será la siguiente:

1) Artículos: una estructura clásica definida por los capítulos: Introducción, Resumen, abstract, objetivos, Materiales y Métodos, Resultados y Discusión, Conclusiones y Literatura Citada; 2) Notas, Ensayos y Relatorías: deben tener una secuencia lógica de las ideas, exponiendo claramente las técnicas o metodologías que se transmiten o proponen.

Formato

Título. Debe ser breve y reflejar claramente el contenido. Cuando se incluyan nombres científicos deben escribirse en *itálicas*.

Autor o Autores. Se escribirán él o los nombres completos, separados por comas, con un índice progresivo en su caso. Al pie de la primera página se indicará el nombre de la institución a la que pertenece el autor y la dirección oficial, incluyendo el correo electrónico.

Cuadros. Deben ser claros, simples y concisos. Se ubicarán inmediatamente después del primer párrafo en el que se mencionen o al inicio de la siguiente cuartilla. Los cuadros deben numerarse progresivamente, indicando después de la referencia numérica el título del mismo (Cuadro 1. Título), y se colocarán en la parte superior. Al pie del cuadro se incluirán las aclaraciones a las que se hace mención mediante un índice en el texto incluido en el cuadro.

Figuras. Corresponden a dibujos, gráficas, diagramas y fotografías. Las fotografías deben ser de preferencia a colores y con una resolución de 300 dpi en formato JPEG, TIFF o RAW.

Unidades. Las unidades de pesos y medidas usadas serán las aceptadas en el Sistema Internacional.

Citas libros y Revistas:

- Bozzola J. J., Russell L. D. 1992. Electron Microscopy: Principles and Techniques for Biologists. Ed. Jones and Bartlett. Boston. 542 p.
- Calvo P., Avilés P. 2013. A new potential nano-oncological therapy based on polyamino acid nanocapsules. *Journal of Controlled Release* 169: 10-16.
- Gardea-Torresdey J. L., Peralta-Videa J. R., Rosa G., Parsons J. G. 2005. Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews* 249: 1797-1810.

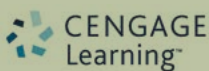
DERECHOS DE AUTOR Y DERECHOS

CONEXOS, Año 9, Volumen 9, número 8, agosto 2016, Agro productividad es una publicación mensual editada por el Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México. CP 56230. Tel. 5959284427. www.colpos.mx. Editor responsable: Dr. Jorge Cadena Iñiguez. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2016-022412450500-102. ISSN: 01887394, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Impresa en México por Printing Arts México, S. de R. L. de C. V., Calle 14 no. 2430, Zona Industrial Guadalajara, Jalisco, México. CP 44940. Este número se terminó de imprimir el 31 de agosto de 2016 con un tiraje de 3000 ejemplares.



Contenido

3	HERRAMIENTAS MOLECULARES PARA ESTUDIOS AMBIENTALES DE ACTIVIDADES AGROINDUSTRIALES
10	RESIDUOS AGROINDUSTRIALES CON POTENCIAL DE COMPOSTAJE
18	REVALORIZACIÓN DE ALGUNOS RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y SU POTENCIAL DE APLICACIÓN A SUELOS AGRÍCOLAS
24	COMPOSTAJE EN BIOPILAS PARA LA LIMPIEZA DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO
31	EFICIENCIA ENERGÉTICA DE LAS HERRAMIENTAS AGRÍCOLAS PARA LA LABRANZA DE SUELOS CULTIVABLES
38	BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO Y EMISIONES DE AMONIACO EN EXPLOTACIONES AVÍCOLAS
45	EMISIÓN DE AMONIACO DURANTE LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE: ASPECTOS PRÁCTICOS Y APLICADOS
52	IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL SUELO
59	MANEJO APROPIADO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS PARA EL DESARROLLO AGROALIMENTARIO Y RURAL
65	MICROBIOTA RIZOSFERICA DE UN CULTIVO MIXTO DE MAÍZ (<i>Zea mays</i> L.) EN LOS ALTOS DE JALISCO: ESTUDIO DESCRIPTIVO
71	DESPIGMENTACIÓN DEL CHAYOTE <i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw EN ACTOPAN, VERACRUZ, MÉXICO
78	DESCRIPCIÓN AGRONÓMICA DEL CULTIVO DE TOMATE DE ÁRBOL (<i>Solanum betaceum</i> Cav.)
87	DIVERSIDAD METABÓLICA FUNCIONAL DE COMUNIDADES MICROBIANAS ASOCIADAS A SUELO RIZOSFÉRICO DE MAÍZ (<i>Zea mays</i> L.) RAZAS AMARILLO-ZAMORANO Y JALA



Master Journal List
THOMSON REUTERS



Corrección de estilo: Hannah Infante Lagarda

Maquetación: Alejandro Rojas Sánchez

Suscripciones, ventas, publicidad, contribuciones de autores:

Guerrero 9, esquina Avenida Hidalgo, C.P. 56220, San Luis Huexotla, Texcoco, Estado de México.

Teléfono: 01 (595) 928 4703 jocadena@colpos.mx; jocadena@gmail.com

Impresión 3000 ejemplares.

Es responsabilidad del autor el uso de las ilustraciones, el material gráfico y el contenido creado para esta publicación.

Las opiniones expresadas en este documento son de exclusiva responsabilidad de los autores, y no reflejan necesariamente los puntos de vista del Colegio de Postgraduados, de la Editorial del Colegio de Postgraduados, ni de la Fundación Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas.



Dr. Jorge Cadena Iñiguez

Directorio

Said Infante Gil
Editor General del Colegio de Postgraduados

Rafael Rodríguez Montessoro†
Director Fundador

Jorge Cadena Iñiguez
Director de Agroproductividad

Comité Técnico-Científico

Colegio de Postgraduados—Montecillo
Ma. de Lourdes de la Isla
Dr. Ing. Agr. Catedrática Aereopollución

Ángel Lagunes T.
Dr. Ing. Agr. Catedrático Entomología

Enrique Palacios V.
Dr. Ing. Agr. Catedrático Hidrociencias

Colegio de Postgraduados—Córdoba
Fernando Carlos Gómez Merino
Dr. Ing. Agr. Biotecnología

Colegio de Postgraduados—San Luis Potosí
Fernando Clemente Sánchez
Dr. Ing. Agr. Fauna Silvestre

Luis Antonio Tarango Arámbula
Dr. Ing. Agr. Fauna Silvestre

Instituto de Investigaciones Forestales,
Agrícolas y Pecuarias
Pedro Cadena I.
Dr. Ing. Agr. Transferencia de Tecnología

Carlos Mallen Rivera
M. C. Director de Promoción y Divulgación

Instituto Interamericano de Cooperación
para la Agricultura
Victor Villalobos A.
Dr. Ing. Agr. Biotecnología

Instituto Interamericano de Cooperación
para la Agricultura
(Guatemala)
Manuel David Sánchez Hermosillo
Dr. Ing. Agr. Nutrición Animal y manejo de Pastizales

Servicio Nacional de Inspección y
Certificación de Semillas
(SNICS-SAGARPA)
Manuel R. Villa Issa
Dr. Ing. Agr. Economía Agrícola.
Director General

Editorial

Volumen 9 • Número 8 • agosto, 2016.

Los residuos biológicos producto de actividades primarias, pasaron de ser enmiendas crudas a las áreas de cultivo, a problemas de contaminación ambiental; y las agroindustrias son grandes generadoras de residuos sólidos, líquidos y gaseosos. **AGRO PRODUCTIVIDAD** entrega en este número resultados de investigación relacionados con el manejo de los residuos susceptibles de ser transformados en subproductos y otros derivados, para ser aprovechados como enmiendas que aumentan la materia orgánica, mejorar las condiciones físico-químicas del suelo, además de reducir los impactos ambientales por su almacenamiento de largo plazo y escurrimientos a fuentes de agua. Entre muchos temas, se describen las bases del proceso de compostaje en biopilas y revisan a detalle las condiciones que favorecen su funcionamiento en la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo. Además, se enlistan ventajas sobre otras tecnologías de bioremediación y destacan características que la hacen una tecnología cada vez más aplicada, además de apuntar las variantes más modernas de esta tecnología, tales como, el conteo periódico de grupos funcionales de microorganismos por métodos moleculares de expresión génica que habitan en la rizósfera de plantas cultivadas. Otros como el amoníaco, gas producido por hidrólisis del ácido úrico, genera diversos problemas en la productividad de granjas avícolas, y mantener niveles permisibles de amoníaco en los centros de producción puede generar fuertes gastos económicos. Las prácticas de manejo descritas en esta entrega, son esenciales para el control de la emisión de amoníaco, y el fomento del bienestar animal entre otras ventajas.

Dr. Jorge Cadena Iñiguez
Director de **AGRO PRODUCTIVIDAD**

HERRAMIENTAS MOLECULARES PARA ESTUDIOS AMBIENTALES DE ACTIVIDADES AGROINDUSTRIALES

MOLECULAR TOOLS FOR ENVIRONMENTAL STUDIES OF AGROINDUSTRIAL ACTIVITIES

Gómez-Merino, F.C.^{1*}; Trejo-Téllez, L.I.²; Velasco-Velasco, J.¹; Lara-Capistrán, L.³

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Córdoba. Carretera Córdoba-Veracruz km 348, Congregación Manuel León, municipio de Amatlán de los Reyes, Veracruz, México. C. P. 94946. ²Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, municipio de Texcoco, Estado de México, México. C. P. 56230. ³Facultad de Ciencias Agrícolas-Xalapa. Universidad Veracruzana. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n, Zona Universitaria, Xalapa, Veracruz, México. C.P. 91090.

***Autor responsable:** fernandg@colpos.mx

RESUMEN

La actividad agroindustrial aporta importantes bienes primarios que contribuyen a dinamizar la economía del campo y, a su vez, a partir de ésta se genera diversidad de productos secundarios, como subproductos, coproductos, derivados y residuos que cuando no son aprovechados debidamente, ocasionan contaminación ambiental. En esta revisión se abordan algunas de las herramientas moleculares y el potencial de las ciencias ómicas para contribuir al aprovechamiento sustentable de estos bienes, en parte a través de su transformación por medio de la biorremediación, proceso biológico por medio del cual se remueven o transforman compuestos contaminantes del ambiente.

Palabras clave: Metagenómica, contaminación ambiental, biorremediación.

ABSTRACT

Agroindustrial activities provide important primary goods that contribute to make the economy of the countryside more dynamic and, in turn, a diversity of secondary products are generated from them, such as derivatives, coproducts, byproducts, and residues, which cause environmental contamination when they are not exploited adequately. In this revision, some of the molecular tools and the potential of omics sciences to contribute to the sustainable exploitation of these goods are addressed, in part by their transformation through bioremediation, biological process by which contaminant compounds are removed or transformed from the environment.

Keywords: Metagenomics, environmental contamination, bioremediation.

INTRODUCCIÓN

Diversas actividades agroindustriales generan contaminación ambiental y en años recientes los microorganismos han cobrado importancia como agentes útiles en la biorremediación (Cheung y Gu, 2007). Se trate de microorganismos, plantas o animales, cada ser vivo puede participar en procesos de biodegradación a través de la síntesis y activación de enzimas catabólicas (Kumar *et al.*, 2011). De éstos, sobresalen los microorganismos como mejores candidatos debido a su capacidad para resistir y degradar altos niveles de contaminantes en tiempos cortos. Los recientes avances en las ciencias genómicas están permitiendo mayor comprensión de los procesos de adaptación de los microorganismos a ambientes contaminados (Adetutu *et al.*, 2015; Bosse *et al.*, 2015). En parte, la disponibilidad de bases de datos de las secuencias de genomas completos facilita esta tarea. Además, la revolución de la tecnología de secuenciación continúa creciendo y está influyendo en todos los aspectos de las ciencias de la vida. Los adelantos en análisis metagenómicos independientes de medios de cultivo artificiales han hecho posible la construcción de modelos ambientales relacionados con la biodegradación, con lo que se han caracterizado nuevos procesos de biorremediación y diseñado biosensores para detectar la presencia de contaminantes en el ambiente (Bouchet-Spinelli *et al.*, 2013). Los enfoques genómicos resultan cruciales para proveer información que permita identificar moléculas clave que controlan las interacciones entre especies, sus patrones metabólicos y la función de enzimas específicas involucradas en procesos de degradación particulares en el ambiente contaminados por la actividad agroindustrial.

Biodiversidad microbiana y ciencias genómicas

El análisis de la diversidad microbiana y el estudio de su dinámica en diversas condiciones ambientales facilita la identificación de organismos clave que dominan un ambiente agroindustrial específico. Las técnicas clásicas para estudiar la diversidad microbiana y las dinámicas poblacionales incluyen la medición de biomarcadores lipídicos, en específico los ácidos grasos de fosfolípidos (PLFA). Desde hace algunos años es posible determinar la huella genética microbiana a través del análisis de la amplificación de los genes ribosomales que codifican para la subunidad 16S (*DNAr 16S*), en combinación con marcadores lipídicos. Los análisis en electroforesis en gel con gradiente de desnaturalización (DGGE) y con gradiente térmico temporal (TTGE) y polimorfismo de conformación de hebra sencilla (SSCP) resultan ser más sensibles y menos costosos en comparación con los análisis de PLFA y *DNAr 16S*. A través de estos métodos es posible determinar índices de selección (Murayama *et al.*, 2003). El uso de la técnica SSCP acoplada a la reacción en cadena de la polimerasa (PCR-SSCP) se usa también para analizar las dinámicas poblacionales de microbios involucrados en procesos de biodegradación en respuesta a oscilaciones del pH, disponibilidad de oxígeno y agua, entre otros factores (Dabert *et al.*, 2001; Parks y Beiko, 2012; Su *et al.*, 2012). Para lograr mayor profundidad en los estudios de este tipo, se usan actualmente microarreglos con pruebas microbianas *in situ*, los cuales incluyen análisis de genes funcionales, RNAm para medir expresión génica y detección directa de genes *DNAr 16S* a partir de pruebas ambientales (Stenuit *et al.*, 2008). Además, la Universidad Estatal de

Michigan (http://rdp.cme.msu.edu/seqmatch/seqmatch_intro.jsp) genera arreglos específicos útiles en el análisis de comunidades microbianas involucradas en la reducción y re-oxidación de desechos aromáticos (Brodie *et al.*, 2006), aunque todavía presentan algunas desventajas como su alto costo, baja reproducibilidad y necesidad de validación (Midgley *et al.*, 2012). Actualmente, a través de técnicas que omiten el uso de medios artificiales para estudios microbiológicos, es posible analizar la composición microbiana de ciertos ambientes, en especial cuando se trata de microorganismos que no se pueden cultivar *ex situ*. Una revisión reciente publicada por Rincón-Florez *et al.* (2013) describe tres grupos de técnicas para el análisis de biomasa, diversidad y actividad catabólica de comunidades microbianas que no usan medios de cultivo: las basadas en PCR (ocho técnicas: DDGE/TGGE, T-RFLP, SSCP, ARISA/RISA, LH-PCR, RAPD, ARDRA y Q-PCR), las no basadas en PCR (seis técnicas: CFE, PLFA, PDA, SIP, Arreglos de DNA y FISH) y las de secuenciación de alto rendimiento (seis tecnologías: 454, Illumina, SOLiD, PGM, HeliScope y SMRT). En el análisis de muestras ambientales y con el surgimiento de metagenómica, se han desarrollado otras ciencias ómicas a la par, como la metatranscriptómica, metaproteómica y metabolómica (Figura 1), que apoyan los estudios sobre diversidad de microorganismos, funciones y potencialidades en los procesos de biorremediación.

Genómica funcional para bioremediación e Ingeniería de proteínas

La biorremediación se refiere al proceso biológico por medio del

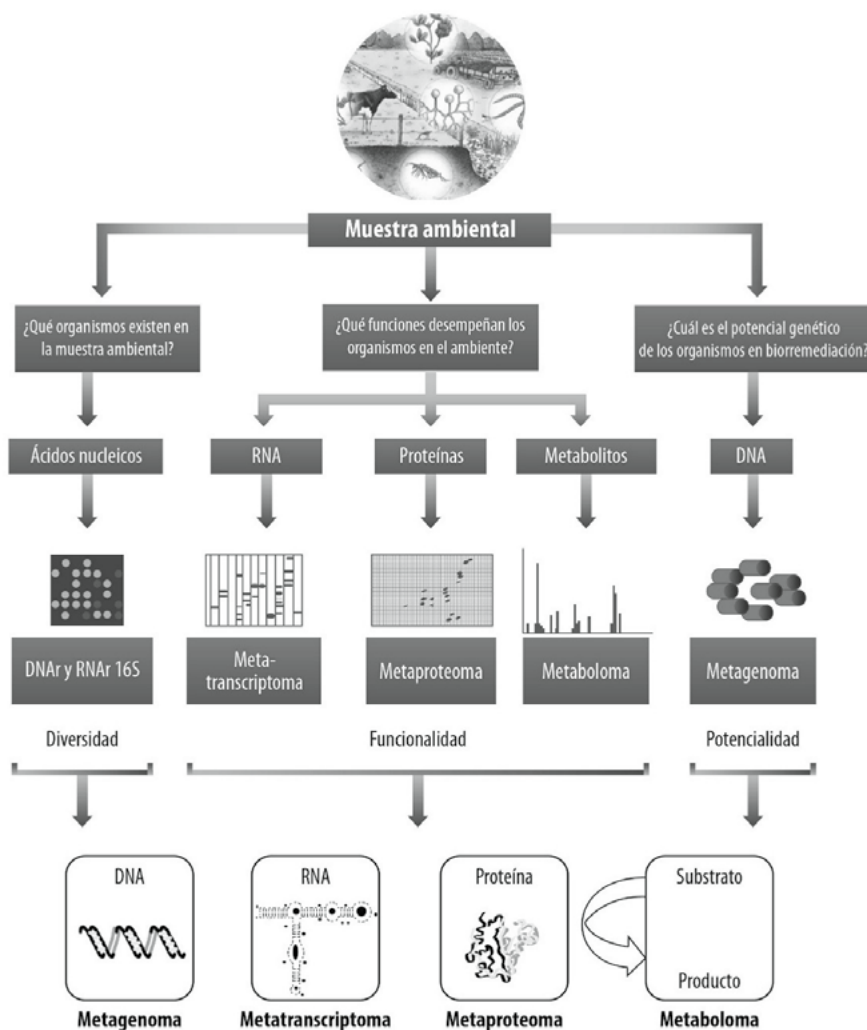


Figura 1. Importancia de las ciencias ómicas en el estudio de muestras derivadas de la actividad agroindustrial para identificar microorganismos de importancia ambiental.

cual se remueven o transforman compuestos contaminantes del ambiente. Esta aplicación puede ser facilitada por enfoques de genómica funcional, y que ofrece una visión interdisciplinaria que permite analizar la complejidad, e involucra ingeniería de proteínas, transcriptómica, ingeniería metabólica, proteómica y metagenómica (Rajesh *et al.*, 2012). La ingeniería de proteínas contempla la alteración del orden o el número de aminoácidos, así como cambios estructurales en funciones primarias y en mecanismos de reacción. Enzimas como tolueno orto-monooxigenasa, organofósforo hidrolasa, diversas dio-

xigenasas y monooxigenasas, bifenil dioxigenasa, citocromo P450 y haloalcano dehalogenasa han sido modificadas para cumplir funciones en biorremediación (Rajesh *et al.*, 2012).

Transcriptómica e Ingeniería metabólica

El análisis de la expresión génica de genomas completos implica medir y sistematizar los perfiles de expresión de genes involucrados en la regulación de respuestas fisiológicas en relación con ciertas condiciones de estrés, como la presencia de contaminantes ambientales (Gomas y Tagore, 2008). Un número cre-

ciente de estudios reporta nuevos mecanismos de regulación de la expresión génica en microorganismos presentes en ambientes contaminados (Gunasekera *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2014), lo que está impulsando el desarrollo de innovaciones en biorremediación de ambientes agroindustriales contaminados. La ingeniería metabólica permite modificar rutas biosintéticas en células o cepas microbianas para incluir caracteres deseables relacionados con una función determinada. Con propósitos de biorremediación, las células microbianas son manipuladas para resistir condiciones de estrés y, en ciertos casos, para degradar compuestos introducidos (Villas-Bôas y Bruheim, 2007). En *Clostridium acetobutylicum* la sobre expresión de una proteína de choque térmico (HSP) incrementó la tolerancia a solventes orgánicos (Tomas *et al.*, 2003). Bosma *et al.* (2002) modificaron una cepa de *Agrobacterium radiobacter* con una haloalcano dehalogenasa capaz de utilizar el 1,2,3-tricloro-propano (TCP), que permitió que las cepas modificadas genéticamente estén siendo usadas en procesos de biorremediación a escala industrial. Singh *et al.* (2005) sobre expresaron las enzimas isocitrato deshidrogenasa (ICDH) y glucosa-6-fosfato deshidrogenasa en *Pseudomonas fluorescens* y demostraron que esta modificación permitió a la bacteria sobrevivir en medios que contenían altos niveles de aluminio.

Microarreglos y Proteómica

Los microarreglos constituyen una potente herramienta para estudios taxonómicos y funcionales de comunidades microbianas. A nivel comercial o semicomercial para propósitos de biorremediación se dispone de PhyloChip, GeoChip,

PhyChroChip, CatabolicChip y una combinación de GeoChip y PhyloChip. Los PhyloChips se emplean para la detección de bacterias y arqueas, y ofrecen ventajas sobre técnicas convencionales, como DGGE, SSCP, RFLP (polimorfismo de longitud de fragmentos de restricción) y RADP (DNA polimórfico amplificado aleatoriamente) (Park *et al.*, 2010; Pathak y Gärtner, 2010; Yergeau *et al.*, 2009). Los estudios proteómicos se enfocan en la caracterización de la expresión global de las proteínas de un organismo. Dos de las metodologías más usadas son los geles de doble dimensión (2-D) de alta resolución y electronebulización acoplada a espectrofotometría de masas (ES-MS). En *Acinetobacter* sp., Kim *et al.* (2003) probaron que las enzimas catecol 1,2-dioxigenasa y cetoacil-CoA transferasa participan en la degradación de benzoato. En *Delftia acidovorans* MC1 tratada con ácido 2,4-diclorofenoxipropiónico y sus derivados 2,4-diclorofenol y 3,5-diclorocatecol, Tomas-Gallardo *et al.* (2006) mostraron la activación de dos enzimas clorocatecol 1,2-dioxigenasa y se identificaron nuevas rutas de degradación de hidrocarburos. En diferentes especies de *Pseudomonas* Migula, se encontraron enzimas que responden al estrés oxidativo, metabolismo energético, biosíntesis de ácidos grasos, regulación transcripcional y transporte de pequeñas moléculas (Zhao *et al.*, 2004). Feng *et al.* (2006) identificaron varias proteínas involucradas en la asimilación de gentisato y 3-hidroxibenzoato en cepas de *Corynebacterium glutamicum*, vía una nueva ruta del gentisato independiente de glutatión (GHS); y Kim *et al.* (2004) identificaron 27 enzimas involucradas en la degradación del pireno en *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1. Otros autores como Chourey *et al.* (2013) identificaron grupos de Betaproteobacteria (*i.e.* *Dechloromonas*, *Ralstonia*, *Rhodofera*, *Polaromonas*, *Delftia*, *Chromobacterium*) y Firmicutes en ambientes contaminados con uranio y nitrato, así como enzimas que participan en la asimilación de amonio y formación de polihidroxibutirato, pero no en la reducción de uranio, por lo menos en fases tempranas. Recientemente, Becher *et al.* (2013) analizan los retos y perspectivas de las investigaciones en metaproteómica del suelo.

Herramientas genómicas de alto rendimiento y Metagenómica

Las herramientas genómicas de alto rendimiento arrojan información valiosa a partir de muestras tomadas directamente del ambiente, sin pasar por el cultivo en medios artificiales en laboratorios. Aunque actualmente enfrentan algunas limitantes, como la necesidad de

contar con equipos sofisticados y personal capacitado, su utilidad práctica está creciendo (Stenuit *et al.*, 2008). El término metagenómica literalmente significa "más allá del genoma" y, en términos técnicos, el metagenoma se refiere al total de DNA de una muestra ambiental. Se calcula que entre 80% y 90% de los microorganismos que habitan el suelo son desconocidos por la comunidad científica, debido a que no se les puede cultivar (Hernández-León *et al.*, 2010). En ambientes orgánicos, como suelos y océanos, la cantidad de grupos taxonómicos es miles de veces mayor que en los no orgánicos, debido a la abundancia de fuentes de carbono (Venter *et al.*, 2004). Tyson *et al.* (2004) estudiaron el metagenoma de un ambiente extremo (agua con poco oxígeno y temperatura de 42 °C, pH entre 0 y 1, y altos niveles de Fe, Zn, Cu y As) y secuenciaron los genomas completos de organismos quimiolitótrofos de los géneros *Leptospirillum* y *Ferroplasma*. Parales y Ditty (2005) y Zylstra y Kukor (2005) desarrollaron biosensores para detectar la presencia de contaminantes. Por medio de herramientas de metagenómica funcional se han podido identificar genes, como *nirS*, *nirK*, *dsrAB*, *amoA*, y *pmoA*, involucrados en procesos de desnitrificación, reducción del azufre, nitrificación y oxidación de metano (Rajesh *et al.*, 2012). Sunagawa *et al.* (2013) usaron datos obtenidos de un proyecto de secuenciación masiva para cuantificar organismos conocidos y desconocidos a nivel de especie.

Limitantes de las ciencias genómicas en el estudio de la biorremediación

En su mayoría, las técnicas disponibles actualmente para el estudio del potencial microbiano en procesos de biorremediación y manejo de residuos agroindustriales requieren ser optimizadas y enfrentan algunas limitantes (Rajendhran y Gunasekaran, 2008). Una primera restricción de estas metodologías es la complejidad de la muestra y las propias sustancias contaminantes presentes (Rajesh *et al.*, 2012; Dua *et al.*, 2002). Otra restricción es el desconocimiento de la diversidad local y global de las comunidades y poblaciones microbianas con capacidad biodegradativa. Los análisis funcionales de bibliotecas de genomas ambientales se abocan a identificar genes de resistencia a contaminantes, en lugar de hacerlo hacia aquellos involucrados en los procesos catabólicos biodegradativos (Mirete *et al.*, 2007; Guazzaroni *et al.*, 2013). El análisis basado en microarreglos es solo cualitativo, pues únicamente detecta la presencia o ausencia de un grupo microbiano en particular, y no es capaz de proveer información cuantitativa de la población que

interviene en procesos de biorremediación de manera eficiente. Otras metodologías, como las nanopartículas de oro, puntos cuánticos y partículas magnéticas, se están introduciendo al mercado y ofrecen estrategias prometedoras para el análisis *in situ* de las comunidades microbianas, aunque a la fecha ninguna de ellas se ha optimizado para hacer mediciones específicas directas en el ambiente. Estos aspectos representan desafíos mayores para las ciencias genómicas que tendrán que ser abordados bajo enfoques interdisciplinarios en un futuro.

CONCLUSIONES

Los microorganismos constituyen elementos cruciales que impulsan el tratamiento biológico de ambientes contaminados por la actividad agroindustrial, dada su capacidad de inmovilizar o transformar contaminantes. Para asegurar la efectividad de estos enfoques se requiere llevar a cabo mediciones periódicas de indicadores físicoquímicos, así como entender a profundidad las funciones de las comunidades microbianas con capacidades de remediación, incluyendo las relaciones entre su estructura (composición de especies) y su función (propiedades catabólicas). Las herramientas genómicas tienen un enorme potencial de expandir las aplicaciones de las propiedades degradativas y catalíticas de los microorganismos en estrategias de biorremediación ambiental. Con los adelantos científicos actuales es posible diseñar estrategias para obtener tecnologías combinadas que permitan abatir los niveles de diversos contaminantes de un sitio en particular. A pesar de que en su mayoría son de alto costo, las herramientas genómicas actuales representan elementos determinantes

que pueden impulsar el desarrollo de tecnologías innovadoras para la biorremediación. Uno de los grandes desafíos que se ve venir es la cantidad de datos generados a través de los proyectos metagenómicos. Los depósitos de secuencias de microorganismos crecen año con año y la plataforma Integrated Microbial Genomes (<http://img.jgi.doe.gov/cgi-bin/edu/main.cgi>) reportó más de 22 millones de genes y 10,165 genomas secuenciados hacia mediados de 2014. Esta tendencia irá creciendo de manera exponencial, a medida que se mejoren las tecnologías de secuenciación. En paralelo, hay un creciente interés en realizar análisis a mayor profundidad y, recientemente, Edwards *et al.* (2013) demostraron que las nuevas generaciones de científicos de la vida pueden ser capaces de desarrollar estrategias para generar y aprovechar la información en la nueva era de la secuenciación y las ciencias genómicas. El éxito de los proyectos de biorremediación incluye comunidades microbianas que mantienen complejas interacciones, por lo que será necesario acoplar las técnicas genómicas a otras herramientas meta-ómicas, como la metatranscriptómica, metaproteómica, metabolómica y metaionómica, entre otras. Si bien algunas de estas nuevas disciplinas se encuentran en desarrollo, todas ellas tienen el potencial de generar información sin precedentes sobre la naturaleza, la regulación y evolución de rutas catabólicas en comunidades microbianas que prosperan en ambientes contaminados. Esta información constituye el primer paso para implementar estrategias efectivas de biorremediación en sitios contaminados y, por tanto, se perfilan como pilares sólidos en años venideros y se vislumbra una creciente necesidad por científicos con capacidad de analizar, interpretar y aplicar estos conocimientos bajo enfoques de innovación biotecnológica.

AGRADECIMIENTOS

A la Línea de Generación y Aplicación del Conocimiento 1: Eficiencia y Sustentabilidad en la Producción Primaria de Sistemas Agroalimentarios del programa de postgrado en Innovación Agroalimentaria Sustentable del Colegio de Postgraduados.

LITERATURA CITADA

- Adetutu E.M., Gundry T.D., Patil S.S., Golneshin A., Adigun J., Bhaskarla V., Aleer S., Shahsavari E., Ross E., Ball A.S. 2015. Exploiting the intrinsic microbial degradative potential for field-based *in situ* dechlorination of trichloroethene contaminated groundwater. *Journal of Hazard Materials* 300: 48-57.
- Becher D., Bernhardt J., Fuchs S., Riede K. 2013. Metaproteomics to unravel major microbial players in leaf litter and soil environments: Challenges and perspectives. *Proteomics* 18-19: 2895-2909.
- Bosma T., Damborsky J., Stucki G., Janssen D.B. 2002. Biodegradation of 1,2,3-trichloropropane through directed evolution and heterologous expression of a haloalkane dehalogenase gene. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 3582-3587.
- Bosse M., Heuwieser A., Heinzel A., Nancucheo I., Melo Barbosa Dall'Agnol H., Lukas A., Tzotzos G., Mayer B. 2015. Interaction networks for identifying coupled molecular processes in microbial communities. *BioData Mining* 8: 21.
- Bouchet-Spinelli A., Reuillard B., Coche-Guérente L., Armand S., Labbé P., Fort S. 2013. Oligosaccharide biosensor for direct monitoring of enzymatic activities using QCM-D. *Biosensors and Bioelectronics* 49: 290-296.
- Brodie E.L., DeSantis T.Z., Joyner D.C., Baek S.M.J., Larsen T., Andersen G.L., Hazen T.C., Richardson P.M., Herman D.J., Tokunaga T.K., Wan J.M., Firestone M.K. 2006. Bacterial population dynamics during uranium reduction and re-oxidation: Application of a novel high density oligonucleotide microarray approach. *Applied and Environmental Microbiology* 72: 6288-6298.

- Cheung K.H., Gu J.D. 2007. Mechanism of hexavalent chromium detoxification by microorganisms and bioremediation application potential: A review. *International Biodeterioration and Biodegradation* 59: 8-15.
- Chourey K., Nissen S., Vishnivetskaya T., Shah M., Pfiffner S., Hettich R. L., Löffler F.E. 2013. Environmental proteomics reveals early microbial community responses to biostimulation at a uranium- and nitrate-contaminated site. *Proteomics* 13: 2921-2930.
- Dabert P., Sialve B., Delgenes J.P., Moletta R., Godon J.J. 2001. Characterization of the microbial 16S rDNA diversity of an aerobic phosphorus-removal ecosystem and monitoring of the transition to nitrate respiration. *Applied Microbiology and Biotechnology* 55: 500-509.
- Dua M., Singh A., Sethunathan N., Johri A.K. 2002. Biotechnology and bioremediation: successes and limitations. *Applied Microbiology and Biotechnology* 59: 143-152.
- Edwards R.A., Haggerty J.M., Cassman N., Busch J.C., Aguinaldo K., Chinta S., Vaughn M.H., Morey R., Harkins T.T., Teiling C., Fredrikson K., Dinsdale E.A. 2013. Microbes, metagenomes and marine mammals: enabling the next generation of scientist to enter the genomic era. *BMC Genomics* 14: 600.
- Feng J., Che Y., Milse J., Yin Y. J., Liu L., Rückert C., Shen X.H., Qi S.W., Kalinowski J., Liu S.J. 2006. The gene ncgl2918 encodes a novel maleylpyruvate isomerase that needs mycothiol as cofactor and links mycothiol biosynthesis and gentisate assimilation in *Corynebacterium glutamicum*. *Journal of Biological Chemistry* 281: 10778-10785.
- Gomase V.S., Tagore S. 2008. Transcriptomics. *Current Drug Metabolism* 9: 245-249.
- Guazzaroni M.E., Morgante V., Mirete S., González-Pastor J.E. 2013. Novel acid resistance genes from the metagenome of the Tinto River, an extremely acidic environment. *Environmental Microbiology* 15: 1088-1102.
- Gunasekera T.S., Striebich R.C., Mueller S.S., Strobel E.M., Ruiz O.N. 2013. Transcriptional profiling suggests that multiple metabolic adaptations are required for effective proliferation of *Pseudomonas aeruginosa* in jet fuel. *Environmental Science and Technology* 47: 13449-13458.
- Hernández-León R., Velázquez-Sepúlveda I., Orozco-Mosqueda M.C., Santoyo G. 2010. Metagenómica de suelos: grandes desafíos y nuevas oportunidades biotecnológicas. *φYTON*, 79: 133-139.
- Kim S.I., Song S.Y., Kim K.W., Ho E.M., Oh K.H. 2003. Proteomic analysis of the benzoate degradation pathway in *Acinetobacter* sp. KS-1. *Research in Microbiology* 154: 697-703.
- Kim S.J., Jones R.C., Cha C.J., Kweon O., Edmondson R.D., Cerniglia C.E. 2004. Identification of proteins induced by polycyclic aromatic hydrocarbon in *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1 using two-dimensional polyacrylamide gel electrophoresis and de novo sequencing methods. *Proteomics* 4: 3899-3908.
- Kumar A., Bisht B.S., Joshi V.D., Dhewa T. 2011. Review on bioremediation of polluted environment: A management tool. *International Journal of Environmental Sciences* 6: 1079-1093.
- Murayama H., Takase Y., Mitobe H., Mukai H., Ohzeki T., Shimizu K., Kitayama Y. 2003. Seasonal change of persistent organic pollutant concentrations in air at Niigata area, Japan. *Chemosphere* 52: 683-694.
- Midgley D.J., Greenfield P., Shaw J.M., Oytam Y., Li D., Kerr C.A., Hendry P. 2012. Reanalysis and simulation suggest a phylogenetic microarray does not accurately profile microbial communities. *PLoS One* 7(3): e33875.
- Mirete S., Figueras C.G., González-Pastor J.E. 2007. Novel nickel resistance genes from the rizosphere metagenome of plants adapted to acid mine drainage. *Applied and Environmental Microbiology* 73: 6001-6011.
- Parales R.E., Ditty J.L. 2005. Laboratory evolution of catabolic enzymes and pathways. *Current Opinion in Biotechnology* 16(3): 315-325.
- Park S.J., Chae J.C., Rhee S.K. 2010. Applications of DNA microarray for screening metagenome library clones. *In: Streit W. R., Daniel R. (eds.), Metagenomics, Methods and protocols, Methods in Molecular Biology* vol. 668, Springer pp. 313-324.
- Parks D.H., Beiko R.G. 2012. Measuring community similarity with phylogenetic networks. *Molecular Biology and Evolution* 29: 3947-3958.
- Pathak G.P., Gärtner W. 2010. Detection and Isolation of Selected Genes of Interest from Metagenomic Libraries by a DNA Microarray Approach. *In: Streit W. R., Daniel R. (eds.), Metagenomics, Methods and protocols, Methods in Molecular Biology* vol. 668, Springer, pp. 299-312.
- Rajendhran J., Gunasekaran P. 2008. Strategies for accessing soil metagenome for desired applications. *Biotechnology Advances* 26: 576-590.
- Rajesh T., Rajendhran J., Gunasekaran P. 2012. Genomic technologies in environmental bioremediation. *In: T. Satyanarayana, B. N. Johri, A. Prakash (eds), Microorganisms in environmental management: Microbes and Environment*, Springer, Heidelberg Germany, 819 p.
- Rincón-Florez V.A., Carvalhais L.C., Schenk P.M. 2013. Culture-independent molecular tools for soil and rhizosphere microbiology. *Diversity* 5: 581-612.
- Silva C.C., Hayden H., Sawbridge T., Mele P., De Paula S.O., Silva L.C., Vidigal P.M., Vicentini R., Sousa M.P., Torres A.P., Santiago V.M., Oliveira V.M. 2013. Identification of genes and pathways related to phenol degradation in metagenomic libraries from petroleum refinery wastewater. *PLoS One* 18: 8(4): e61811.
- Singh R., Beriault R., Middaugh J., Hamel R., Chenier D., Appanna V. D., Kalyuzhnyi S. 2005. Aluminum-tolerant *Pseudomonas fluorescens*: ROS toxicity and enhanced NADPH production. *Extremophiles* 9: 367-373.
- Stenuit B., Eyers L., Schuler L., Agathos S.N., George I. 2008. Emerging high-throughput approaches to analyze bioremediation of sites contaminated with hazardous and/or recalcitrant wastes. *Biotechnology Advances* 26: 561-575.
- Su X., Xu J., Ning K. 2012. Meta-Storms: efficient search for similar microbial communities based on a novel indexing scheme and similarity score for metagenomic data. *Bioinformatics* 28: 2493-2501.
- Sunagawa S., Mende D.R., Zeller G., Izquierdo-Carrasco F., Berger S.A., Kultima J.R., Coelho L.P., Arumugam M., Tap J., Nielsen H.B., Rasmussen S., Brunak S., Pedersen O., Guarner F., de Vos W. M., Wang J., Li J., Doré J., Ehrlich S.D., Stamatakis A., Bork P. 2013. Metagenomic species profiling using universal phylogenetic marker genes. *Nature Methods* 10: 1196-1199.
- Tomas C.A., Welker N.E., Papoutsakis E.T. 2003. Overexpression of groES1 in *Clostridium acetobutylicum* results in increased

- solvent production and tolerance, prolonged metabolism and changes in the cell's transcriptional program. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 4951-4965.
- Tomas-Gallardo L., Canosa I., Santero E., Camafeita E., Calvo E., López J.A., Floriano B. 2006. Proteomic and transcriptional characterization of aromatic degradation pathways in *Rhodococcus* sp. strain TFB. *Proteomics* 6: S119-S132.
- Tyson G.W., Chapman J., Hugenholtz P., Allen E.E., Ram R.J., Richardson P.M., Solovyev V.V., Rubin E.M., Rokhsar D.S., Banfield J.F. 2004. Community structure. *Nature* 428: 37-43.
- Venter J.C., Remington K., Heidelberg J.F., Halpern A.L., Rusch D., Eisen J.A., Wu D., Paulsen I., Nelson K.E., Nelson W., Fouts D.E., Levy S., Knap A.H., Lomas M.W., Nealson K., White O., Peterson J., Hoffman J., Parsons R., Baden-Tillson H., Pfannkoch C., Rogers Y.H., Smith H.O. 2004. Environmental genome shotgun sequencing of the Sargasso Sea. *Science* 304: 66-74.
- Villas-Bóas S.G., Bruheim P. 2007. The potential of metabolomics tools for bioremediation studies. *OMICS: A Journal of Integrative Biology* 11: 305-313.
- Wu G., Chen D., Tang H., Ren Y., Chen Q., Lv Y., Zhang Z., Zhao Y. L., Yao Y., Xu P. 2014. Structural insights into the specific recognition of N-heterocycle biodegradation-derived substrates by microbial amide hydrolases. *Molecular Microbiology* 91(5): 1009-1021.
- Yergeau E., Arbour M., Brousseau R., Juck D., Lawrence J. R., Masson L., Whyte L. G., Greer C. G. 2009. Microarray and real-time PCR analyses of the responses of high-arctic soil bacteria to hydrocarbon pollution and bioremediation treatments. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 6258-6267.
- Zhao B., Yeo C.C., Lee C.C., Geng A.L., Chew F.T., Poh C.L. 2004. Proteome analysis of gentisate-induced response in *Pseudomonas alcaligenes* NCIB 9867. *Proteomics* 4: 2028-2036.
- Zylstra G.J., Kukor J.J. 2005. What is environmental biotechnology? *Current Opinion in Biotechnology* 16: 243-245.



RESIDUOS AGROINDUSTRIALES CON POTENCIAL DE COMPOSTAJE

AGROINDUSTRIAL RESIDUES WITH COMPOSTING POTENTIAL

Hernández-Cázares, A.S.¹; Real-Luna, N.¹; Delgado-Blancas, M.I.²; Bautista-Hernández, L.¹; Velasco-Velasco, J.^{3*}

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Córdoba. Carretera Córdoba-Veracruz km 348, Congregación Manuel León, Municipio de Amatlán de los Reyes, Veracruz, México. C.P. 94946. ²Instituto Tecnológico Superior de Tierra Blanca. Av. Veracruz S/N Esq. Héroes de Puebla, Colonia Pemex, Tierra Blanca, Veracruz, México. C.P. 95180.

Autor responsable: joel42ts@colpos.mx

RESUMEN

Los residuos agroindustriales constituyen un serio problema a nivel mundial, impactando directamente en el cambio climático, ya que su disposición final se realiza en tiraderos a cielo abierto o en cuerpos de agua. Algunas investigaciones indican que un aprovechamiento adecuado de residuos agroindustriales podría tener un impacto en la productividad agrícola y la fertilidad del suelo a través del compostaje generando un producto útil, contribuyendo a mejorar la calidad física, química y biológica de suelos, además de incrementar la materia orgánica y su fertilidad. En este trabajo se resalta la importancia de los residuos agroindustriales y su potencial para ser manejados y aprovechados, considerando que mediante el compostaje se pueden obtener productos derivados útiles para el suelo, además de la reducción del riesgo ambiental.

Palabras clave: agroindustria, residuos, compost.

ABSTRACT

Agroindustrial residues constitute a serious problem at the global level, impacting directly on climate change, since their final disposition is carried out in open-air landfills or in water bodies. Some studies indicate that an adequate use of agroindustrial residues could have an impact on agricultural productivity and soil fertility through composting, generating a useful product, contributing to improving the physical, chemical and biological quality of soils, in addition to increasing organic matter and its fertility. In this study, the potential, management and use of agroindustrial residues is highlighted, taking into account that composting can produce useful products to the soil, in addition to the reduction of environmental risk.

Keywords: agroindustry, residues, compost.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto, 2016. pp: 10-17
Recibido: julio, 2016. **Aceptado:** abril, 2016.



INTRODUCCIÓN

En México la industria de alimentos, bebidas y tabaco es de gran importancia económica y social, y constituye 27.4% de la industria de manufacturera, únicamente inferior a productos metálicos maquinaria y equipo, que contribuye con 32% (INEGI, 2012). En 2012, el PIB agroindustrial generó más de \$459 mil millones de pesos, siendo el valor agregado de la producción de alimentos el que aportó 78% de éste y durante el periodo de 1993 a 2012 creció a una tasa media anual de 2.2% (SAGARPA, 2013). Aun cuando estos datos son muy alentadores para la economía de México se conoce que las emisiones y los residuos originados de la agroindustria han dado lugar a medidas de control cada vez más estrictas, siendo las emisiones de aguas residuales las que han recibido mayor atención por su potencial contaminante (Arvanitoyannis, 2008), sin dejar de lado los residuos sólidos. En México, los residuos generados del procesamiento de alimentos derivados de la industria azucarera, agricultura, pesca, industria animal y fabricación de bebidas son considerados sectores contaminadores potenciales del medio ambiente (Uicab-Brito y Sandoval, 2003). No obstante, estos residuos sólidos tienen un potencial importante como materia prima para el proceso de compostaje, con el objetivo de mejorar física, biológica y químicamente el suelo, lo que se traduce en mayor fertilidad y productividad (Ozores-Hampton *et al.*, 2011) o constituir una actividad productiva extra para generar ingresos. En este sentido, se ha tenido la necesidad de reciclar dichos desechos y subproductos orgánicos mediante tecnologías innovadoras para la producción de abonos orgánicos de alta calidad (biofertilizantes, bionutrientes, bioactivadores), a partir de procesos de descomposición de desechos sólidos (Alonso *et al.*, 2011), y transformarse en acondicionadores del suelo que aumenten la disponibilidad de nutrientes.

Sin embargo, según el tratamiento que se quiera dar a los residuos orgánicos, se puede obtener diferentes abonos o humus. Para la obtención de abonos, Ruiz-Figueroa (2009) menciona que es necesario conocer

los porcentajes de materias fermentables, minerales y agua que contenga el residuo orgánico para que, de esta forma, se pueda determinar el porcentaje de carbono orgánico (C), nitrógeno (N) y el valor de la relación C:N (como indicador de la madurez del compost), el contenido en calcio, magnesio, fósforo y potasio. Mientras, si se desea obtener humus se debe distinguir, por una parte, las materias orgánicas que se descomponen rápidamente sin proporcionar humus, pero que liberen N, calor, azúcares y almidones para materias orgánicas de origen animal, y para las de origen vegetal, celulosa, lignina que utilizarán el N y energía liberada para descomponerse lentamente. No obstante, dependiendo del origen de la materia prima y las fallas en la tecnología de compostaje, se pueden generar sustancias nocivas al medio ambiente, tales como agentes patógenos (bacterias: *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Yersinia*, *Streptococcus* y *Klebsiella*, y hongos: *Aspergillus fumigatus*), bioaerosoles, metales pesados y sustancias orgánicas tóxicas (Pepe *et al.*, 2013), siendo las pilas estáticas aireadas la mejor opción que garantiza la higienización del compost, ya que las altas temperaturas durante el proceso de compostaje no siempre logran tal objetivo (Bustamante *et al.*, 2008). En una unidad de compostaje (UC) se generan procesos de fermentación en determinadas etapas y, bajo ciertas condiciones, lo deseable es que prevalezca un metabolismo aerobio, tratando de minimizar los procesos anaerobios, ya que los productos finales de este tipo de metabolismo no son adecuados para su aplicación como biofertilizante. Durante el proceso se producen emanaciones de gases que escapan por el lomo de la UC y algunos de estos pueden ser letales en ambientes cerrados; también se debe tener cuidado de los líquidos lixiviados que deben ser recolectados para su tratamiento, de ahí la importancia de considerar el diseño y la construcción de una planta de tratamiento (Uicab-Brito y Sandoval, 2003).



Figura 1. Proceso de compostaje (Modificado de Ruiz-Figueroa, 2009).

En este contexto, el proceso de compostaje (Figura 1) se define como un proceso biológico controlado de conversión y valorización de residuos orgánicos en productos estabilizados (compost y lixivia-

dos). En términos prácticos, el compost es el producto final obtenido mediante el proceso de descomposición biológica de la materia orgánica, en condiciones controladas de humedad y temperatura; es inocuo y químicamente estable (Ruiz-Figueroa, 2009). Así, los sustratos complejos, como celulosa, proteínas, lípidos, etcétera, se hidrolizan en compuestos solubles (azúcares, aminoácidos y grasas) por la acción de enzimas extracelulares de las bacterias principalmente, mismos que son fermentados a ácidos grasos volátiles, alcoholes, hidrógeno y CO₂. Mientras tanto, los lixiviados, extractos o té de compost es la fracción líquida que se obtiene del proceso de compostaje, los cuales se producen directamente de las pilas y son ricos en elementos nutritivos y contienen microorganismos benéficos. Incluso están siendo utilizados para el control de plagas y enfermedades (Piccinini y Bortone, 1991). Sin embargo, la Norma Oficial Mexicana NOM-083- SEMARNAT-2003 y la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos en su artículo 5 fracción XVI definen a los lixiviados como el "líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que pueden contaminar el suelo y cuerpos de agua provocando deterioro, además de riesgos a la salud humana y otros organismos vivos".

La utilización del compost como biofertilizante se recomienda en suelos con bajo contenido de materia orgánica y suelos erosionados, y su aplicación dependerá del tipo de cultivo. Un compost joven, en proceso de descomposición, se emplea para plantas hortícolas de papa, maíz, tomate, pepino o calabaza que soportan bien este tipo de abono, mientras que uno maduro, es aquel cuya materia orgánica se ha estabilizado, y se puede utilizar en cultivos como cobertura, o no soporten materia orgánica fresca (Gordillo et al., 2011).

Producción de residuos agroindustriales en México

La producción de residuos agroindustriales depende del origen de la materia prima y proceso de transformación; sin embargo, coinciden en que tienen un alto contenido de materia orgánica en sus diferentes niveles de celulosa, lignina, hemicelulosa y pectina (Saval, 2012). Como ya se ha destacado, compostar dichos residuos proporciona una alternativa de aprovechamiento de los desperdicios orgánicos en productos útiles, dando al suelo efectos benéficos mediante la imitación de los procesos de descomposición que ocurren en el suelo de manera natural, pero de manera acelerada y dirigida. El Cuadro 1 muestra la clasificación de la industria alimentaria en México, según el INEGI (2012), relacionada con residuos agroindustriales con potencial para compostaje; asimismo, se muestran algunos ejemplos de formulación y aplicación del proceso de composteo utilizando resi-

Cuadro 1. Residuos agroindustriales de interés para la producción de compost.

Fuente	Tipo de residuo
Elaboración de alimentos para animales	Pastas proteicas Estiércol (explotaciones ganaderas) Lodos
Elaboración de productos lácteos	Suero Lodos de aguas residuales
Molienda de granos y de semillas y obtención de aceites y grasas	Pastas sólidas proteicas Residuos líquidos con alto contenido de grasa
Elaboración de azúcares, chocolates, dulces y similares	Caña de azúcar (bagazo, melazas, cachaza, cenizas, residuales líquidos, paja, cogollo)
Conservación de frutas, verduras y alimentos preparados	Residuos de material verde (tallos, hojas) Residuos líquidos de procesos de lavado
Matanza, empacado y procesamiento de carne de ganado, aves y otros animales comestibles	Sangre Contenido ruminal
Elaboración de productos de panadería y tortillas	Salvado
Otras industrias alimentarias	Destilerías (mostos residuales, vinaza)
Industria de las bebidas y del tabaco	Residuos líquidos de proceso de lavado Residuos de material verde (cáscaras, hojas, tallos, bagazo de frutas)

INEGI, Sistema de Cuentas Nacionales de México (SCNM) y SIREM (2014).

duos agroindustriales como materia prima principal.

Agroindustria azucarera

Entre los residuos del proceso de elaboración de azúcar de caña (*Saccharum* spp.) más importantes están el bagazo, cachaza y ceniza. El bagazo ha sido utilizado en múltiples ramas como alimento para la producción animal, materia prima para la producción de etanol, combustible, celulosa, papel y compost, entre otros. Matheus (2004) evaluó un compost o biofertilizante elaborado con desechos sólidos de la industria azucarera (cachaza y bagazo) mediante el proceso de biodegradación aerobia y el uso de una mezcla polienzimática, como catalizador del proceso para restaurar la fertilidad de un suelo degradado en el rendimiento del cultivo de maíz (*Zea mays* L.), encontrando que el mayor rendimiento en grano de maíz se obtuvo con la mezcla de 50% fertilizante químico (159 kg N ha⁻¹, 90 kg P₂O₅ ha⁻¹ y 90 kg K₂O ha⁻¹) y 2 t de biofertilizante ha⁻¹. Otros autores como Meunchang *et al.* (2005) realizaron estudios para determinar la rapidez con que la mezcla de cachaza y bagazo (2:1 v:v) se puede convertir en un producto estable y alcanzar la madurez adecuada para ser útil en la producción de cultivos sin la pérdida de N durante el proceso de compostaje, considerando como variable de calidad el índice de germinación (valores mayores a 80% se consideran un compost estable, maduro y exento de sustancias fitotóxicas).

Agroindustria del café

La agroindustria del café (*Coffea arabica* L.) es uno de los principales sectores de la economía de México, que tan solo utiliza 9.5% de fruto en la preparación de bebidas y el resto

(90.5 %) son subproductos y constituyen un problema de contaminación de suelo, agua y medio ambiente. Se han implementado tecnologías para minimizar este impacto, tales como su utilización como materia prima en la producción de concentrados para las industrias porcícolas y ganaderas, preparación de otras bebidas, vinagre, biogás, cafeína, pectinas, enzimas pépticas, proteínas y abonos. Algunos de los subproductos del proceso de transformación del cultivo del café (pulpa, mucílago, aguas mieles, borra del café, cascarilla o pergamino, hojarasca y leña) poseen una importante carga de nutrientes que pueden reutilizarse en el proceso de compostaje y ser aplicado como abono orgánico. Escobar *et al.* (2012) evaluaron la pulpa de café, desecho que se acumula por periodos largos y genera malos olores con diferentes tipos de abonos orgánicos (residuos de plátano, hojarasca, bovinaza o gallinaza), encontrando que el tratamiento con gallinaza obtuvo los mejores valores de calidad y mayor diversidad microbológica, necesaria para la producción de compost. Sin embargo, el proceso de compostaje de la pulpa de café tarda de cinco a nueve meses para realizar la bio-transformación, mineralización o degradación completa.

Agroindustria de la leche

Los sólidos y las aguas residuales derivados del procesamiento de productos lácteos son, en su mayoría, de origen orgánico (proteínas, carbohidratos, lípidos, aceites y grasas), con una alta demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO), alta concentración de sólidos suspendidos y contenido de nitrito (Britz *et al.*, 2006). Benito *et al.*, (2003) indican que el proceso de compostaje es una alternativa para estabilizar los lodos generados mediante el proceso de descomposición de los residuos orgánicos, disminuyendo la actividad microbiana y los compuestos lábiles. Aunque en los últimos años el proceso de vermicompostaje, el cual implica la acción conjunta de lombrices de tierra y microorganismos para transformar sustancias orgánicas complejas ricas en energía y humus estabilizado, es la alternativa más viable para estabilizar este tipo de residuos agroindustriales (Domínguez, 2004). Mediante este proceso, Suthar *et al.* (2012) demostraron reducción significativa del pH, carbono orgánico, relación C:N y aumento sustancial del N total, P disponible y el K en lodos de aguas residuales de la industria procesadora de leche (60%) enriquecida con estiércol de vaca (10%), residuos frescos de caña de azúcar (30%) o paja de trigo (*Triticum* spp.) (30%), y obteniendo un producto con alto valor agregado para la reestructuración de suelos.

Agroindustria ganadera

En la industria ganadera el estiércol animal es otro de los componentes esenciales en el proceso de compostaje, destacando el de bovino (Figura 2), pollo (gallinaza) (Figura 3), conejo (conejina o sirle), caballo, oveja y purines porcinos (excremento lavado con agua). Estudios recientes sobre el uso de estiércol en combinación con residuos de cultivos y otros agroindustriales han sido investigados para probar su eficiencia en el uso del suelo con diferentes técnicas de composteo. Karak *et al.* (2014) demostraron el incremento de nutrientes y calidad del compost obtenido de la mezcla de estiércol de vaca (5.37%), montículos de termitas (3.16%) y residuos de cosecha [cacahuete (*Arachis hipogaea* L.) (22.86%), soya (*Glycine max* L.) (22.41%), papa (*Solanum tuberosum* L.) (22.60%), mostaza (*Brassica* spp.) (23.60%)].

Sellami *et al.* (2008) demostraron la mejora de la fertilidad del suelo al incrementar los niveles de P disponible y K mediante la evaluación del incremento en el rendimiento de papa de 30.5 a 37.5 t ha⁻¹, en comparación con utilizar solo estiércol, con una combinación de pasta sólida de oliva (*Olea europea* L.) (orujo, 4-9% de aceite), estiércol de aves (alto contenido de N) y residuos líquidos de la industria confitera altamente contaminantes por la concentración de azúcar. En general, el estiércol de cerdo contiene una gran cantidad de metales (Cu y Zn), que limitan su aplicación directa al suelo. Lu *et al.* (2014) demostró que el compost de estiércol de cerdo en combinación con paja de arroz y roca fosfórica (5%) redujeron la disponibilidad de los metales, afectando la especiación de los metales tóxicos mediante el aumento de pH y haciendo más estable y segura la adición de estiércol de porcino en el suelo. Por otra parte, Ruggieri *et al.* (2008) propusieron la biodegradación de grasas animales proveniente de las plantas de procesamiento de carnes en un proceso de compostaje con lodos de las aguas residuales, a fin de equilibrar la relación C:N, materia orgánica biode-

gradable y biomasa activa, alcanzando niveles de 92% de biodegradación, además de lograr la prevención de la formación de aglomerados y aumentar la duración del periodo termófilo del proceso de compostaje.

Agroindustria de frutas y hortalizas

Los residuos derivados de esta agroindustria, que incluye la elaboración de jugos, pulpas, mermeladas, conservas, deshidratación, congelación, confitado y fermentación de frutas y hortalizas, generan importantes cantidades de residuos lí-

quidos (sólidos suspendidos, materia orgánica disuelta, pesticidas, insectos, lechada soluble, jugos, hojas, tallos, etcétera) y sólidos (restos de fruta y hortalizas, frutas en mal estado, semillas, etcétera) con alta carga de material orgánico, pueden ser transformados en compost, o bien, a través de la digestión anaerobia

en biogás (mezcla de dióxido de carbono y metano) con alto poder calórico. La transformación en estos productos es de gran importancia, dado su carácter estacional, ya que se presenta una alta generación de contaminantes en un período relativamente breve. Muchos de estos desechos hortofrutícolas también se emplean como materia prima o "subproducto" para otros procesos de transformación, tales como la obtención de antioxidantes y flavonoides a partir de la epider-



Figura 3. Gallinaza como subproducto de la industria avícola.



Figura 2. Recolección de estiércol en corrales de bovino de engorda.

mis de varias frutas (uva prensada, cáscara de cítricos, etcétera) o la utilización de compost de residuos de champiñón como medio de absorción de pesticidas y fuente de microorganismos para enjuagar insecticidas en diversos cultivos.

Agroindustria de procesos de fermentación

La industria cervecera, vinícola y destilera se caracterizan por generar caudales variables de aguas residuales, vinazas y mostos con alta carga orgánica, pH bajos, alta relación C:N, polifenoles y un contenido significativo de P y K, factores importantes en la fertilidad del suelo; sin embargo, estos residuos tienen alto contenido de metales pesados, principalmente plomo (Bustamante *et al.*, 2008), y a menudo muestran una fuerte fitotoxicidad, atribuida a la presencia significativa de ácidos orgánicos (láctico y acético) y etanol. Una vez extraído el jugo, los desechos de uva (pastas sólidas/orujos) se han utilizado como materia prima para la fermentación y producción de enzimas hidrolíticas (celulasas, xilasas y pectinasas), usando *Aspergillus awamori* (Botella *et al.*, 2005), así como materia prima para procesos de compostaje, pero requiere de tratamientos previos para evitar efectos adversos, derivado de la liberación de varios productos de degradación que inhiben el crecimiento de las raíces (Inbar *et al.*, 1991). Estudios sobre el proceso de compostaje de residuos lignocelulósicos fraccionados en celulosa, hemicelulosa y lignina han demostrado la reducción de fitotoxicidad en residuos agroindustriales de la industria vinícola (Paradelo *et al.*, 2013). Los residuos líquidos de la agroindustria azucarera tienen gran cantidad de nutrientes y materia orgánica, por lo cual pueden ser utilizados como fertilizantes de suelos cañeros (fertilización), aunque es necesario verificar periódicamente la salinidad del suelo y analizar los residuos para determinar si necesitan un tratamiento previo a las descargas en cañadas, arroyos, ríos, etcétera (Basanta *et al.*, 2007).

Esquilmos agrícolas

Los esquilmos agrícolas han sido, por excelencia, componentes principales del proceso de compostaje, debido en gran parte a su influencia demostrada en la fertilidad del suelo, aunque su efecto depende de la composición química de los mismos y varía según su procedencia, edad, manejo y contenido de humedad (Uribe *et al.*, 2012). Torres *et al.* (2004) mostraron la eficiencia de transformar la fibra de raquis de racimos y efluentes de la agroindustria de la palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq.) en abono orgánico, tanto para solucionar el problema ambiental de este tipo de agroindustrias, como el de degradación de los suelos, sin dejar de lado la rentabilidad económica que genera la producción comercial del compost. En lo que respecta a los residuos de la agroindustria azucarera, presentan varias ventajas su naturaleza orgánica, su bio-degradabilidad y su potencial de reutilización; mediante el compostaje se puede con-

tribuir a la recuperación de suelos degradados, el mejoramiento de zonas afectadas por salinidad, la restauración de paisajes, la producción de proteína microbiana como fuente alternativa para la alimentación animal y la producción de sustratos para cultivos agrícolas y en viveros (Basanta *et al.*, 2007). Autores como Vicente *et al.* (1996) estudiaron la fermentación aerobia del bagazo de sorgo dulce (material con bajo contenido de macro y micronutrientes y alto contenido de materia orgánica) con mezcla de aditivos activadores ricos en N (bagazo de malta de cebada, sangre, estiércol, sedimentos producto de la fermentación del vino, celulosa, bio-enzima, nitrato amónico, nitrato potásico y nitrato de calcio) para la obtención de compost, registrando que la fuente más apta para ello es la utilización de sedimentos producto de la fermentación del vino y el bagazo de malta (*Hordeum vulgare* L.) y, en menor medida, el estiércol. En este sentido, Goyal *et al.* (2005) ratifica que la pérdida de nitrógeno durante el proceso de compostaje se produce en desechos que contienen alto contenido de N, como los de las aves de corral, con un efecto inicial de aumento en la relación C:N, seguido de una disminución drástica debido a su descomposición. La Figura 4 muestra el proceso de compostaje en condiciones de campo y uso de residuos orgánicos locales.

CONCLUSIÓN

Esta información sugiere que la producción de composta a partir de residuos agroindustriales es una alternativa potencial para generar materia orgánica estabilizada que permita mantener e incrementar el contenido de materia orgánica del suelo y aumentar su fertilidad. El manejo de los residuos agroindustriales por medio del compostaje reducirá elementos de contaminación ambiental, además de generar un compost con valor agregado, estable y útil en la agricultura. Sin embargo, para la obtención de un compost de calidad se debe considerar cuidadosamente la naturaleza y origen de los residuos.

LITERATURA CITADA

- Alonso J.L., Domínguez H., Garrote G., González-Muñoz M.J., Gullón B., Moure A., Santos V., Vila, C., Yáñez R. 2011. Biorefinery processes for the integral valorization of agroindustrial and forestall wastes. *CyTA-Journal of Food*. 9(4):282-289.
- Arvanitoyannis J.S. 2008. Potential and representatives for application of environmental management system (EMS) to food industries. *In: Waste Management for the food industry*. Food Science and Technology, International series. Elsevier. USA. pp. 3-38.
- Basanta R., García D.M.A., Cervantes M.J.E., Mata V.H., Bustos V.G. 2007. Sostenibilidad del reciclaje de residuos de la agroindustria



Figura 4. A: Elaboración de composta a base de pasto estrella con estiércol equino y bovino. B: Elaboración de composta con residuos agrícolas y estiércol de bovino, para la producción de hortalizas.

- azucarera: una revisión. *Ciencia y Tecnología Alimentaria*. 5(4):293-305.
- Benito M., Masaguer A., Moliner A., Arrigo N., Palma R. M. 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterization of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biology and Fertility of Soils*. 37(3):184-189.
- Botella C., De Ory I., Webb C., Cantero D., Blandino A. 2005. Hydrolytic enzyme production by *Aspergillus awamori* on grape pomace. *Biochemical Engineering Journal*. 26 (2-3):100-106.
- Britz T.J., Van Schdkwyk C., Hung Y.T. 2006. Treatment of dairy processing waste water. *In: Waste Treatment in the Food Processing Industry*. Yapijakis, C., Hung, Y.T., Lo, H.H. and Wang, L.K. (Eds). CRC Press, New York, pp. 1-28.
- Bustamante M.A., Moral R., Paredes C., Vargas-García F., Suárez-Estrella F., Moreno, J. 2008. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes. *Bioresource Technology*. 99(15):7299-7306.
- Escobar E.N., Mora D.J., Romero J.N.J. 2012. Identificación de poblaciones microbianas en compost de residuos orgánicos de fincas cafeteras. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*. 16(1):75-88.
- Dominguez J. 2004. State of the art and new perspectives on vermicomposting research. *In: CA Edwards (ed) Earthworm Ecology (2nd edition)*. CRC Press LLC. pp 401-424.
- Gordillo F., Peralta E., Chávez E., Contreras V., Campuzano A., Ruiz O. 2011. Producción y evaluación del proceso de compostaje a partir de desechos agroindustriales de *Saccharum officinarum* (caña de azúcar). *Revista de Investigaciones Agropecuarias*. 37(2):140-149.
- Goyal S., Dhull S.K., Kapoor K.K. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*. 96:1584-1591.
- Inbar Y., Chen Y., Hadar Y. 1991. Carbon-13 CPMAS NMR and FTIR spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of solid wastes from wineries. *Soil Science*. 152: 272-282.
- INEGI. 2012. Sistema de Cuentas Nacionales de México. Cuentas de bienes y servicios.
- Karak T., Sonar I., Ranjit K.P., Das S., Boruah R.K, Dutta A.K., Das D.K. 2014. Composting of cow dung and crop residues using termite mounds as bulking agent. *Bioresource Technology*. 169:731-741
- Lu D., Wang L., Yan B., Ou Y., Guan J., Bian Y., Zhang Y. 2014. Speciation of Cu and Zn during composting of pig manure amended with rock phosphate. *Waste Management*. 34:1529-1536.
- Matheus L.J.E. 2004. Evaluación agronómica del uso de compost de residuos de la industria azucarera (biofertilizante) en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.). *Nota Técnica. Bioagro*. 16(3):219-224.
- Meunchang S., Panichsakpatana S., Weaver R.W. 2005. Co-composting of filter cake and bagasse; by-products from a sugar mill. *Bioresource Technology*. 96:437-442
- Ozores-Hampton M., Stansly P.A., Salame T.P. 2011. Soil chemical, physical, and biological properties of a sandy soil subjected to long-term organic amendments. *Journal of Sustainable Agriculture*. 35: 243-259.
- Paradelo R., Moldes A.B., Barral M.T. 2013. Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. *Journal of Environmental Management*. 116:18-26.
- Pepe O., Ventrino V., Blaiotta G. 2013. Dynamic of functional microbial groups during mesophilic composting of agro-industrial wastes and free-living (N₂)-fixing bacteria application. *Waste Management*. 33:1616-1625.
- Piccinini S., Bortone G. 1991. The fertilizer value of agriculture manure: simple rapid methods of assessment. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 49: 197-208.
- Ruggieri L., Artola A., Gea T., Sánchez A. 2008. Biodegradation of animal fats in a co-composting process with wastewater sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 62:297-303.
- Ruiz-Figueroa J.F. 2009. *Ingeniería del compostaje*. Universidad Autónoma Chapingo. ISBN: 978-607-12-0049-5. 237 p.
- SAGARPA. 2013. *Monitor Agroeconómico e Indicadores de la Agroindustria*.
- Saval S. 2012. Aprovechamiento de Residuos Agroindustriales: Pasado, Presente y Futuro. *Bio-Tecnología*. 16(2):14-46
- Sellami F., Jarbouli R., Hachicha S., Medhioub K., Ammar E. 2008. Co-composting of oil exhausted olive-cake, poultry manure and industrial residues of agro-food activity for soil amendment. *Bioresource Technology*. 99:1177-1188.

- Suthar S., Mutiyar P.K., Singh S. 2012. Vermicomposting of milk processing industry sludge spiked with plant wastes. *Bioresource Technology*. 116:214-219.
- Torres R., Acosta A., Chinchilla C. 2004. Proyecto comercial de compostaje de los desechos agroindustriales de la palma aceitera. *Palmas*. 25(2):377-387.
- Uicab-Brito L.A., Sandoval C.C.A. 2003. Uso del contenido ruminal y algunos residuos de la industria cárnica en la elaboración de composta. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 2(2):45-63.
- Uribe S., Jesús K., Uribe M. 2012. Evaluación de lixiviados de composta y vermicomposta de residuos agropecuarios como mecanismo de fertilización y control de enfermedades en cultivos tropicales. Nota científica. Universidad Politécnica del Centro. Tabasco. México.
- Vicente J., Carrasco J.E., Negro M.J. 1996. El compostaje como tecnología para el tratamiento de residuos: compostaje de bagazo de sorgo dulce con diferentes fuentes nitrogenadas. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas. Ed. Ciemat. Madrid, España. Informe Técnico No. 802. 49 p.



REVALORIZACIÓN DE ALGUNOS RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y SU POTENCIAL DE APLICACIÓN A SUELOS AGRÍCOLAS

REVALUATION OF SOME AGROINDUSTRIAL RESIDUES AND THEIR POTENTIAL FOR APPLICATION ON AGRICULTURAL SOILS

Rosas-Calleja D.^{1*}; Ortiz-Laurel H.¹; Herrera-Corredor J.A.¹; Leyva-Ovalle O.²

¹Colegio de Postgraduados, *Campus* Córdoba. Carretera Fed. Córdoba-Veracruz km 348. Cong. Manuel León. Amatlán de los Reyes. CP 94946. ²Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Peñuela, Amatlán de los Reyes. CP 94945.

*Autor responsable: drosasc@colpos.mx

RESUMEN

La generación de residuos, también llamados subproductos de un sistema productivo, son inherentes al mismo. Los procesos de la agroindustria azucarera, cafetalera (café en grano y solubles instantáneos) y tortillera (tortilla y masa) generan volúmenes importantes de residuos, que generan costos adicionales para su manejo y disposición final. Una alternativa de revalorización es considerar su uso como abonos orgánicos (compostas), o bien, como generadores de energía. Los residuos de café, como la borra, y de la industria tortillera, como el nejayote, han mostrado un potencial también en el área bioquímica de la producción de alimentos. Se documenta la generación de tecnología adecuada para su manejo y transformación en materiales con valor agregado que contribuyan a la propia industria, reducción de riesgos al ambiente y áreas agrícolas.

Palabras clave: residuos, cachaza, borra, nejayote, agroindustria, materia orgánica.

ABSTRACT

The generation of residues, also called byproducts, from a productive system, is inherent to it. Processes of the sugar, coffee (grain coffee and instantaneous soluble coffee), and tortilla (tortilla and dough) agroindustry generate important volumes of residues, which generate additional costs for their management and final disposal. An alternative of revaluation is considering their use as organic fertilizers (composts), or else, as energy generators. Coffee residues, such as dregs, and from the tortilla industry, such as nejayote, have shown potential also in the biochemical area of food production. The generation of adequate technology for their management and transformation into materials of added value, which contribute to the industry itself, the reduction of risks to the environment and agricultural areas, is documented.

Keywords: residues, sludge, dregs, nejayote, agroindustry, organic matter.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto, 2016. pp: 18-23.

Recibido: julio, 2015. **Aceptado:** marzo, 2016.

INTRODUCCIÓN

Todo proceso productivo tiende a generar residuos o subproductos, es decir, todo aquello que no es de utilidad posteriormente para la propia cadena de producción como materia prima. La agroindustria cafetalera, azucarera y tortillera, entre otras, no son la excepción; cada una de ellas genera diferentes residuos y cantidades de los mismos, los cuales pueden servir para consumo animal o de aplicación a procesos agrícolas como enmiendas. No se puede evadir la consideración de que también estos residuos pueden representar una fuente de contaminación en los ecosistemas, así como un riesgo en la salud humana y animal. Sin embargo, la realidad no muestra planificación o proyección de uso de los diferentes residuos, y entre las posibles razones se ubica la inversión económica y todo lo que implica por la ejecución de un adecuado plan de manejo de residuos, por lo que finalmente la salida más viable es llevar dichos residuos a centros de confinamiento en el mejor de los casos, o bien, deshacerse de ellos en tiraderos clandestinos o el drenaje municipal. De ser utilizados, dichos residuos se aplican como abonos orgánicos, o bien, como mejoradores de las condiciones físico-químicas de un suelo, esto con la finalidad de contribuir a elevar el reservorio más importante de nutrientes que tiene un suelo agrícola, como lo es la materia orgánica.

Residuos agroindustriales

De acuerdo con SEMARNAT (2006), **un residuo es todo material o producto que se desecha y que es susceptible de valorización**. La producción de alimentos y, en particular, la industria agrícola genera grandes cantidades de residuos que pueden ser aprovechados de diversas formas por otros sectores de producción, como el propio sistema agrícola de producción en sus diferentes sistemas producto. Entre estos se encuentran los generados por la producción de café (*Coffea arabica* L.), desde los beneficios hasta la producción de borra generada en el proceso de café soluble y descafeinado (incluyendo instantáneos). En la industria azucarera (*Saccharum* spp.) están los residuos de cosecha en campo hasta la generación de cachaza y bagazo en los ingenios, entre otros subproductos; en la tortillera (incluyendo la tortilla y masa), la generación de nejayote por el proceso de nixtamalización, entre otros. El propio documento de SEMARNAT indica que los residuos que tienen su origen en las actividades agrícolas constituyen una fuente potencial de mejoradores de los

suelos para la producción de alimentos de consumo, o bien, de ornamentales. De acuerdo con Abraham et al. (2007), las tres tecnologías consideradas para la utilización de los residuos son: caracterización biológica y química, y otra para la obtención de biocombustibles. La primera consiste en el uso de tecnologías que permiten una disposición final de los residuos agroindustriales, ya sean en estado sólido, líquido o gaseoso, y que puedan ser utilizados y comercializados. Los procesos bioquímicos comúnmente conocidos y empleados son el compostaje y vermicompostaje. Este último debe su nombre al empleo de lombriz como el ente biológico que transforma el residuo orgánico en abono natural que será finalmente una fuente de materia orgánica para suelos, o bien, en los sustratos donde se emplee con la finalidad de producción de especies vegetales. Rosentrater (2006) reporta una propuesta que implica un proceso de siete pasos y así tener una aproximación para el desarrollo y utilización exitosa de los subproductos denominados: **identificación, cuantificación, caracterización, desarrollo, análisis, optimización y modelado de los desechos a investigar**.

Materia orgánica del suelo

La importancia de mantener la fertilidad de los suelos agrícolas es por demás conocida; y un suelo fértil no significa necesariamente un suelo productivo, sin embargo, la fertilidad es de vital importancia para que el suelo sea productivo. La materia orgánica del suelo es el resultado de residuos de plantas y animales en varios estados de descomposición y que sus compuestos tienen por base el carbono. La importancia de la materia orgánica para el suelo y la fertilidad radica en los beneficios que proporciona en los aspectos físicos, infiltración del agua, facilidad de prácticas de laboreo, reducción de pérdida de suelo y servir como almacén para abastecer de nutrientes a las plantas (Al Kaisi et al., 2005). De acuerdo con lo reportado por Amberger (2006) y Rivero et al. (2004), en las áreas tropicales un alto porcentaje de los suelos tienen contenidos bajos de materia orgánica, esto como consecuencia de las altas temperaturas y precipitaciones intensas que aceleran el proceso de descomposición de los residuos orgánicos. Nicolas et al. (2012) investigaron acerca de la relación entre la aplicación de enmiendas orgánicas y su efecto en incrementar el tamaño de partícula de las fracciones de la materia orgánica en suelos áridos, y concluyeron que la aplicación externa de materia orgánica es un excelente promotor de la actividad biológica, con aumento de los contenidos de carbono orgánico.

co y nitrógeno, así como, los contenidos de sustancias húmicas cuando aplicaron compostas con relación al tratamiento testigo.

Residuos de la industria azucarera

Cada año, al realizar la cosecha (zafra), la meta de los ingenios azucareros o productores de etanol es incrementar su producción en relación con el año inmediato anterior. Como resultado de estos procesos de producción se generan importantes cantidades de residuos que requieren de un manejo específico. Uno de los primeros residuos generados en el proceso de producción de azúcar es el bagazo que sale con 50% de fibra leñosa. Este residuo proviene de la molienda de los tallos de caña y se generan 300kg de este material por cada tonelada de caña. Cabe señalar que este material representa una ayuda al sistema de producción en fábrica al ser utilizado como combustible en los ingenios. Otro de los residuos es la cachaza, que proviene del proceso de clarificación de los jugos por sedimentación y son conocidos como cachaza y se genera un promedio de 30 kg por cada tonelada de caña procesada (Ortíz *et al.*, 2013). Considerando la información de CONADESUCA (2014), quien cita que al menos los ingenios de Veracruz, México, procesan más de un millón de toneladas por zafra, se puede estimar el volumen de los residuos, tales como cachaza con más de 300 mil toneladas.

Residuos de la industria cafetalera

La industria cafetalera es generadora importante de residuos, los cuales empiezan a producirse desde el despulpado y beneficiado del grano de café. De acuerdo con las estadísticas del SIAP, en 2013 fueron cosechadas 365,333 toneladas de café cereza. El despulpado de café cereza genera, aproximadamente, 400 kg de pulpa por cada tonelada de café procesado. Después vienen los procesos de secado y limpieza del grano para ser tostado. Posteriormente se generan residuos, como la llamada borra de café; este tiene su origen en el proceso de obtención de café soluble y corresponde a la fracción insoluble del café tostado. De acuerdo con Rodríguez y Zambrano (2010), la cantidad que se genera es de aproximadamente 10% por cada kilogramo de café cosechado.

Residuos de la industria tortillera

México registra alto consumo de tortilla; de acuerdo con la Secretaría de Economía (2012), el consumo anual supera siete millones de toneladas de tortilla. Se reporta que al menos en 2013 el consumo *per cápita*

de tortilla en el medio urbano fue de 56.7 kg, en tanto que en el rural fue de 79.5 kg (CEDRSSA, 2014). Para la obtención de la masa para tortilla, el maíz (*Zea mays* L.) pasa por un proceso de nixtamalización con agua y cal (óxido de cal); la relación que se emplea tradicionalmente de agua y maíz es de tres a cinco partes de agua por una de maíz. Luego entonces, por cada tonelada de maíz procesada se obtienen al menos 3 m³ de residuos. Una vez hecho el cocimiento del grano de maíz se retira el residuo, llamado nejayote, y se da uno o dos lavados más del maíz cocido para ser molido y obtener masa, quedando como subproducto de la cocción agua que contiene residuos del propio grano con un valor de pH alcalino por efecto de la cal (nejayote). Normalmente, estos residuos son desechados a través del sistema de drenaje municipal (Paredes *et al.*, 2009, Rosentrater 2006). En México se ha estimado que la industria tortillera genera alrededor de 14 millones de m³ de nejayote y todo es desechado en el drenaje sin tratamiento o manejo alguno. (Rojas-García *et al.*, 2012).

Aplicación de diferentes residuos al suelo

La aplicación de diferentes residuos al suelo como fuentes de materia orgánica ha mostrado ser eficiente, aun cuando los resultados no son inmediatos, sin embargo, autores como Adani y Tambone (2005), Lima *et al.* (2009) y Sebastia *et al.* (2007) registran experiencias exitosas. No obstante, es posible convertir los subproductos en abonos orgánicos o fuentes de materia orgánica para el suelo. El bagazo de caña proveniente de los molinos de los ingenios, así como la cachaza, son materiales que han demostrado su utilidad para obtener compostas; estas son una excelente fuente de materia orgánica para el suelo. La cachaza en particular es un material que por su propia naturaleza contiene un elevado porcentaje de materia orgánica, que alcanza 40%, en tanto que los contenidos de nitrógeno y fósforo son del orden de 1.7% y 3%, respectivamente, como lo reportan Basanta *et al.* (2007). De acuerdo con Pérez *et al.* (2011), el compostaje o vermicompostaje es una excelente técnica para procesar y utilizar este material que se produce en cantidades considerables. Ingenios veracruzanos han implementado programas para la producción de composta y vermicomposta (Figura 1). Los subproductos en la cadena de producción del café, ya sea en grano o para café soluble, son materiales con características que pueden ser reutilizados y revalorizados a través de procesos de compostaje o vermicompostaje. La pulpa de café ha generado experiencias satisfactorias en su utilización para elaborar desde compostas hasta suplementos

alimenticios para peces, cerdos y ganado bovino de engorda. La borra de café (Figura 2) es un material susceptible de ser manejado a través de compostaje para poder emplearlo como abono orgánico de los suelos. Existen reportes sobre el uso de estos materiales para la extracción de ciertos componentes químicos de utilidad para la industria farmacéutica, en tanto que otras investigaciones reportan su utilidad para la obtención de energía, como biogás o biodiesel, así como soporte de microorganismos anaerobios en el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, cabe aun la posibilidad de su compostaje para ser aplicado en los suelos (Machado *et al.*, 2012; Rodríguez y Zambrano 2010).

La producción de este residuo es constante como parte de la cadena productiva, luego entonces el reto es encontrar y diseñar al-



Figura 1. A: Producción de composta a partir de la cachaza. B-C: Producción de vermicomposta a partir de cachaza.

ternativas para darle un valor agregado. Los desechos del proceso de nixtamalización, como el nejayote, aunque no es una fuente de materia orgánica, por su naturaleza alcalina tiene potencial de uso como un mejorador de suelos ácidos. El manejo de los suelos ácidos requiere de la aplicación de mejoradores de las condiciones químicas, como la cal. El alto contenido de calcio favorece el incremento del valor de pH del suelo y esto afecta favorablemente la fertilidad y productividad de los suelos. El nejayote contiene residuos del maíz, lo que lo hace un material rico en materia orgánica en suspensión; está constituida por pericarpio, endospermo, pequeñas porciones de germen y hemicelulosas, entre otros (Figura 3). Obviamente también tiene

los residuos de cal suspendida que fueron usados en la cocción.



Figura 2. Borra de café (*Coffea arabica* L.) en proceso de compostaje.

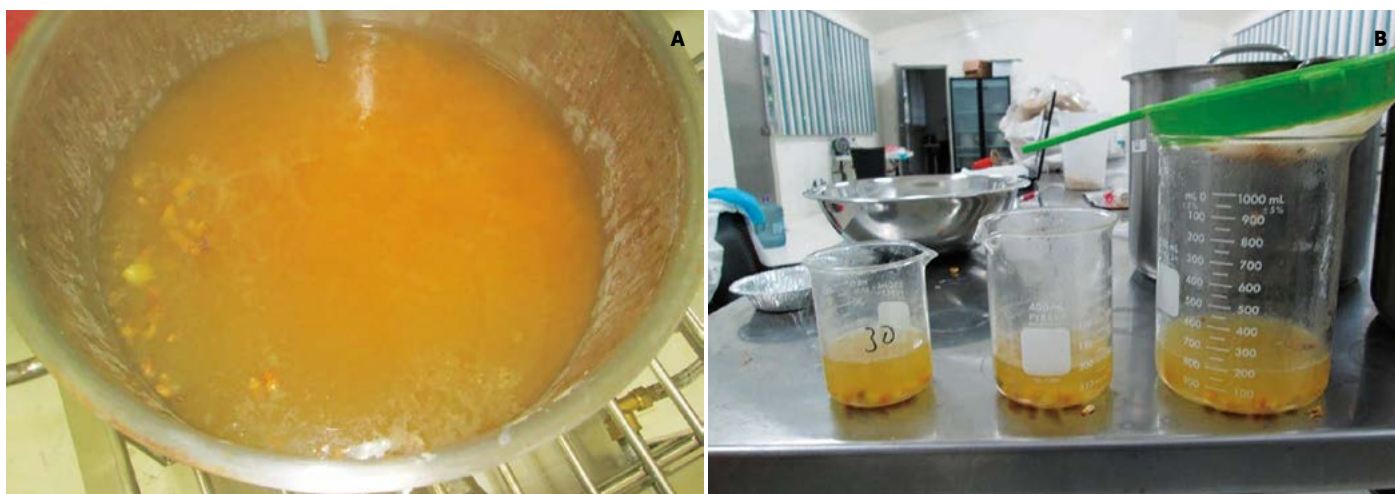


Figura 3. A: Residuos de nejayote, después del proceso de nixtamalización. B: Caracterización de residuos de nejayote.

Se sabe que el empleo del nejayote tiene diferentes vertientes, algunas de ellas son su empleo en procesos anaeróbicos o aeróbicos, su empleo para enriquecer materiales minerales debido a su alta carga de material orgánico, coadyuvante de procesos de compostaje previa estabilización de su alcalinidad. La literatura reporta la utilidad de subproductos, como las gomas alimenticias y otros compuestos, que son una importante fuente de aditivos en la alimentación de animales como cerdos; sin embargo, requieren aun de más estudios que puedan generar y establecer técnicas apropiadas para su uso (Rosentrater, 2006; Carvajal-Milán, 2007). Los valores de pH del nejayote fluctúan entre 8-12, lo cual le confiere una capacidad alcalinizante para ser utilizada en beneficio de los suelos ácidos. Sin embargo, aún falta mucho que hacer en el sentido de considerar la viabilidad del manejo de este residuo. Hace falta considerar la forma y el proceso de acopio, almacenamiento y manejo, hasta ser aplicado en suelos donde aún faltaría determinar la dosis a aplicar de este residuo.

CONCLUSIONES

Los residuos que se generan en algunos procesos productivos de la industria azucarera, cafetalera y tortillera, se pueden convertir en abonos orgánicos o mejoradores de suelos agrícolas, con lo cual se da un valor agregado a estos subproductos. Las técnicas de compostaje y vermicompostaje son métodos científicamente probados para convertir desechos orgánicos agroindustriales en material que se puede utilizar como abono o enmiendas orgánicas para los suelos. Es importante hacer investigación para considerar aspectos de logística y costos para evaluar la rentabilidad de dichos procesos.

LITERATURA CITADA

- Abraham E.R., Ramachandran S., Ramalingam V. 2007. Biogas: Can it be an important source of energy? *Env. Sci. Pollut. Res.* 14 (1): 67-71.
- Adani F., Tambone F. 2005. Long-term effect of sewage sludge application on soil humic acids. *Chemosphere* 60: 1214-1221.
- Al-Kaisi M.M., Yin X. H., Licht, M.A. 2005. Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agr. Ecosyst. Environ.* 105:635-347.
- Amberger A. 2006. Soil fertility and plant nutrition in the tropics and subtropics. International Fertilizer Association and International Potash Institute. France, Switzerland.
- Basanta R., Garcia D.M.A., Cervantes M.J.E., Mata V.H., Bustos V.G. 2007. Sostenibilidad del reciclaje de residuos de la agroindustria azucarera: Una revisión. *Ciencia y Tecnología Alimentaria.* 5(4): 293-305.
- Carvajal-Milán E. 2007. Una alternativa para convertir un residuo del proceso de nixtamalización del maíz en un producto de alto valor agregado. *Tecnociencia Chihuahua* 1(2): 4-5.
- CEDRSSA (Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria) 2014. Consumo, distribución y producción de alimentos: el caso del complejo maíz – tortilla. Reporte del CEDRSSA.
- CONADESUCA. 2014. Estimados de producción. Consultado en <http://www.conadesuca.gov.mx/> Revisado mayo 2014.
- Lima D.L.D., Santos S. M., Sherer H. W., Schneider R. J., Duarte A. C., Santos E. B. H., Estévez V. I. 2009. Effects of organic and inorganic amendments on soil organic matter properties. *Geoderma* 150: 38-45.
- Machado E.M.S., Rodríguez-Jasso R.M., Teixeira J.A., Mussato S.I. 2012. Growth of fungal strains on coffee industries residues with removal of polyphenolic compounds. *Biochem. Eng. J.*60:87-90.

- Nicolás C., Hernández T., García C. 2012. Organic amendments as strategy to increase organic matter in particle-size. *Applied Soil Ecology* 57: 50-58.
- Ortiz L.H., Salgado G.S., Rosas C.D. 2013. La cosecha de la caña de azúcar cruda: una oportunidad para avanzar en la producción sustentable del cultivo. *Agricultura Sostenible* Vol. 9: 2190 – 2200. VII Congreso Nacional de Agricultura Sustentable. Puebla, Pue. México.
- Paredes L.O., Guevara L.F., Bello P.L.E. 2009. La nixtamalización y el valor nutritivo del maíz. *UNAM Ciencias* 92-93: 60-70.
- Pérez M.M.A., Sánchez H.R., Palma L.D.J., Salgado S.G. 2011. Caracterización química del compostaje de residuos de caña de azúcar en el sureste de México. *Interciencia* 36(1): 45-52.
- Rivero C., Chirenje T., Ma L.Q., Martínez G. 2004. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. *Geoderma* 123: 355-361.
- Rodríguez V.N., Zambrano A.F. 2010. Los subproductos del café: fuente de energía renovable. *CENICAFE Avances Técnicos* 393.
- Rojas-García C., García-Lara S., Serna-Saldivar S.O., Gutiérrez-Uribe J.A. 2012. Chemopreventive effects of free and bound phenolics associated to steep waters (Nejayote) obtained after nixtamalization of different maize types. *Plant Foods Hum Nutr* 67: 94-99.
- Rosentrater K.A. 2006. A review of corn masa processing residues: Generation properties and potential utilization. *Waste Management* 26:284-292.
- Sebastia J., Lebanowski J., Lamy, I. 2007. Changes in soil organic matter chemical properties after organic amendments. *Chemosphere* 68: 1245 – 1253.
- Secretaría de Economía. 2012. Análisis de la cadena de valor maíz – tortilla: Situación actual y factores de competencia local. http://www.economia.gob.mx/files/comunidad_negocios/industria_comercio/informacionSectorial/20120411_analisis_cadena_valor_maiz-tortilla.pdf
- SEMARNAT 2006. Bases para legislar la prevención y gestión integral de residuos. http://siscop.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/bases_legislar_prevencion_gestion_integral_residuos.pdf
- SIAP. 2014. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <http://www.siap.gob.mx/> Revisado mayo 2014.



COMPOSTAJE EN BIOPILAS PARA LA LIMPIEZA DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO

COMPOSTING IN BIO-PILES FOR THE CLEAN-UP OF SOILS CONTAMINATED WITH PETROLEUM HYDROCARBONS

Delgadillo-Martínez, J.^{1*}; Ronald Ferrera-Cerrato, R.¹; Hernández-Ortega, H.A.²

¹Área de Microbiología, Edafología, *Campus* Montecillo, Colegio de Postgraduados. km 36.5 carretera Federal México-Texcoco, Montecillo 56230 Texcoco, Estado de México. ²Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Colima. km 40 autopista Colima-Manzanillo, Colonia La Estación; Tecomán 28100, Colima.

***Autor de correspondencia:** juliandm@colpos.mx

RESUMEN

Existen varias tecnologías de biorremediación para recuperar los suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo a consecuencia de la actividad petrolera. La biolabranza es una tecnología de limpieza de uso frecuente. Sin embargo, cuando no es factible se recurre a tecnologías emergentes, tales como el compostaje en biopilas. En este documento se describen las bases del proceso de compostaje en biopilas y se revisan a detalle las condiciones que favorecen su funcionamiento en la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo. Además, se enlistan ventajas sobre otras tecnologías de biorremediación y destacan características que la hacen una tecnología cada vez más aplicada. Por último, se revisan las variantes más modernas de esta tecnología, las cuales incluyen el conteo periódico de grupos funcionales de microorganismos por métodos moleculares de expresión génica.

Palabras clave: biorremediación, *ex situ*, biolabranza, actividad microbiana.

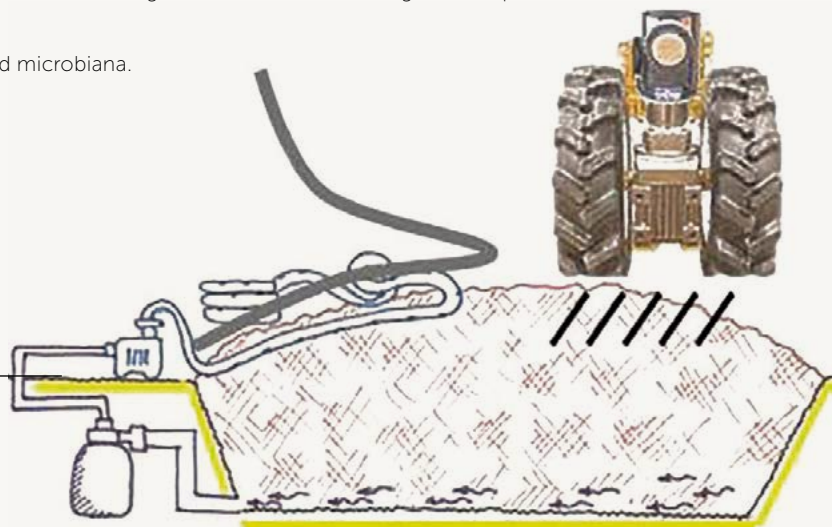
ABSTRACT

There are several bioremediation technologies used to recover soils contaminated with petroleum hydrocarbons as consequence of oil production. Landfarming is a cleaning technology of frequent use. However, when it is not feasible, emerging technologies can be used, such as composting in bio-piles. In this document, the bases of the composting process in bio-piles are described, as well as the conditions that favor their functioning in the recuperation of soils contaminated with petroleum hydrocarbons. In addition, the advantages over other bioremediation technologies are presented, and the characteristics which make a technology become increasingly implemented are highlighted, which include the periodic counting of functional groups of mechanisms through molecular methods of genetic expression.

Keywords: biorremediación, *ex situ*, biolabranza, actividad microbiana.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto. 2016. pp: 24-30.

Recibido: julio, 2015. **Aceptado:** abril, 2016.



INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire, el suelo y el agua con hidrocarburos del petróleo es usual en México, que basa gran parte de su economía en los recursos económicos generados por el petróleo y sus derivados (Ferrera-Cerrato *et al.*, 2006). Como consecuencia de la actividad petrolera (extracción, conducción, refinamiento y transporte), muchas zonas del sureste y noreste de México presentan contaminación de los suelos con hidrocarburos del petróleo, ya sea crudo u otros, con concentraciones superiores a los límites permisibles (NOM-EM-138-ECOL-2002). Para mantener y recuperar la fertilidad edáfica de los suelos contaminados se implementan tecnologías físicas y químicas costosas y agresivas con el ambiente (Ball *et al.*, 2012). En contraste, la biorremediación es más barata y ecológicamente amigable, y dentro de las tecnologías de biorremediación recomendadas para nuestro país está el compostaje en biopilas, el cual se basa en la mezcla de suelo contaminado con materiales que mejoran las características físicas y la adición de nutrientes para favorecer la acción degradadora de los microorganismos nativos (Ma *et al.*, 2015) o introducidos (Fan *et al.*, 2014). Esta tecnología permite controlar al máximo los factores que determinan la acción de los microorganismos degradadores, como pH, humedad, aireación y equilibrio nutrimental; con esto se favorece la transformación microbiana de los contaminantes (Rojas-Avelizapa *et al.*, 2007). La primera bacteria degradadora de hidrocarburos fue descrita hace más de un siglo, y en la actualidad se han aislado e identificado (Yakimov *et al.*,

2007) 200 géneros de bacterias, cianobacterias, algas y hongos incluidos en más de 500 especies.

Tecnologías de biorremediación

Se han aplicado con éxito diferentes tecnologías de limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo, utilizando seres vivos: microorganismos y plantas (Ferrera-Cerrato *et al.*, 2006). En las tecnologías de biorremediación es factible inocular microorganismos externos con capacidad para degradar hidrocarburos (bioaumentación) y favorecer los procesos de recuperación edáfica (Ramírez-Elías *et al.*, 2014). Las tecnologías *ex situ*, es decir, aquellas en las que el suelo contaminado se extrae de su lugar de origen y se transporta a los lugares donde será establecido el sistema de limpieza, han sido ampliamente utilizados (Lin *et al.*, 2012). En años recientes se establecieron tecnologías *in situ*, las cuales se caracterizan porque la limpieza se realiza en el lugar del derrame. Entre las tecnologías *ex situ* utilizadas con mayor frecuencia se encuentran: 1) Remediación en fase de lodo, la cual se caracteriza por agregar agua al suelo contaminado para separar los contaminantes hidrofóbicos y favorecer la degradación de los hidrocarburos. 2) Biorremediación en camas de tratamiento, en las cuales se agregan nutrientes a camas de alrededor de 1 m de altura y se mezcla continuamente de manera mecánica hasta que la actividad microbiana reduzca los niveles del contaminante al mínimo. 3) Biolabranza o landfarming, en la que el suelo contaminado se distribuye en un terreno agrícola limpio, se agregan nutrientes y se realizan las actividades de labranza tradicionales que favorecerán la transformación de los contaminantes. 4) Biopilas, las cuales se describirán detalladamente a continuación (Lin *et al.*, 2012; Volke-Sepúlveda y Velasco, 2003).

Compostaje en biopilas, una alternativa a la biolabranza

La tecnología denominada biolabranza es ampliamente usada por su bajo costo, manejo sencillo, bajo consumo de energía y posibilidad de tratar grandes volúmenes de suelo *in situ*. Esta tecnología aprovecha la capacidad de los microorganismos del suelo para degradar los contaminantes, en especial aquellos aeróbicos (Frutos *et al.*, 2012). Este método varía en diseño; no obstante, se caracteriza por una cavidad de contención y manejo del material contaminado a procesar. Se usa maquinaria y actividades de labranza similares a las que se realizan en cultivos agrícolas (Figura 1). Con este proceso de biorremediación los principales fenómenos involucrados en la desaparición de los contaminantes del suelo son la evaporación de compuestos volátiles y la lixiviación de compuestos solubles (Bhattacharyya y Shekdar, 2003; Butt *et al.*, 2008). Se realizan actividades de labranza periódicas que favorecen la aireación del material y la degradación del contaminante (Figura 1A). En situaciones que impidan establecer la tecnología de biolabranza se utilizan tecnologías como el compostaje en biopilas (Jeong *et al.*, 2015). Tal es el caso de:

- Residuos con cantidades tan grandes de contaminantes que hagan imposible el crecimiento de las poblaciones microbianas.
- Residuos con alta cantidad de compuestos volátiles junto con normas locales estrictas en cuanto a la emisión de estos a la atmósfera.

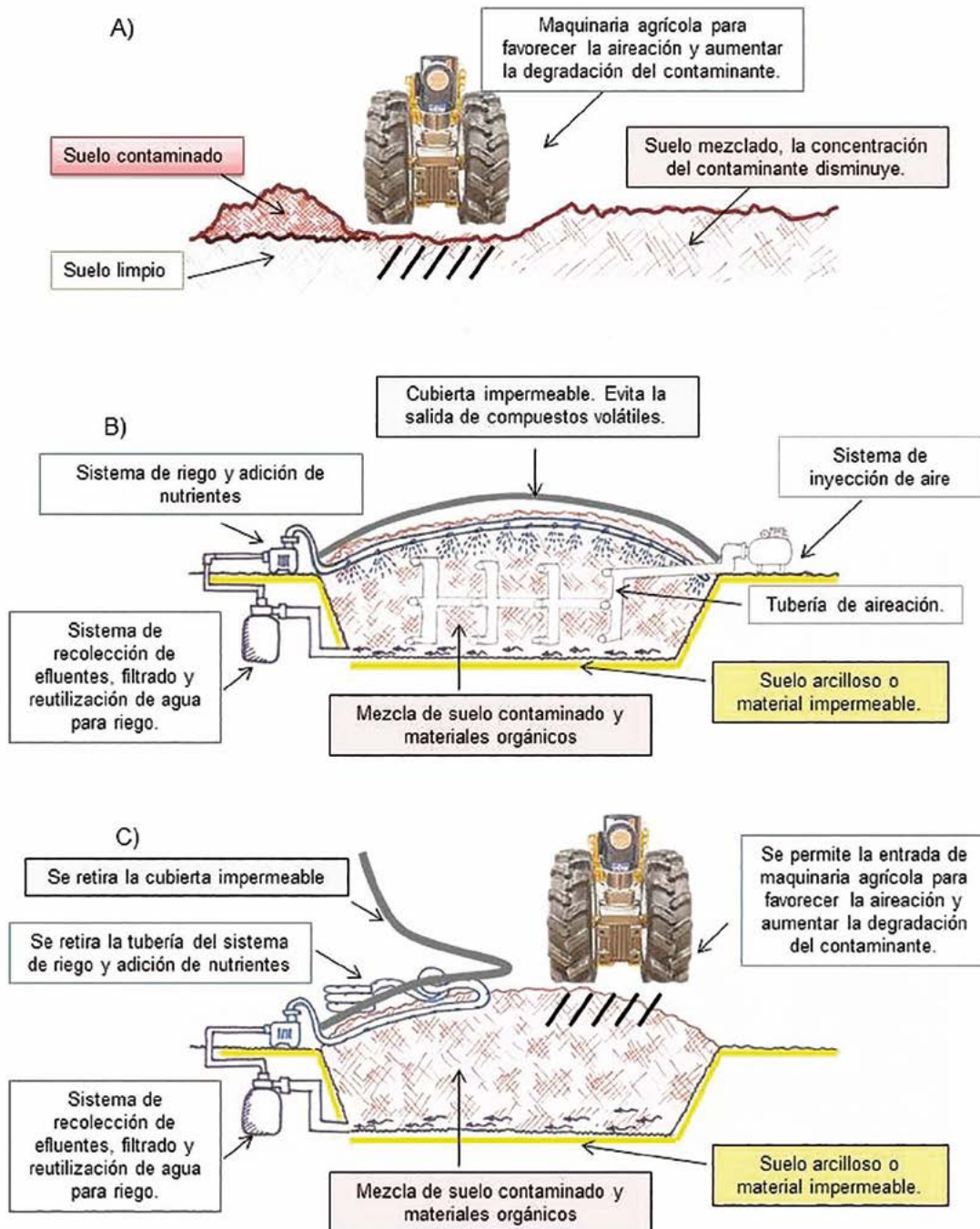


Figura 1. Ejemplos de tecnologías *ex situ* para biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo (Figura original de los autores). A) biolabranza o "landfarming", B) biopilas estáticas (con aireación forzada) y C) biopilas con movimiento (aireación mecánica).

- Insuficiencia de terreno, ya que se requieren áreas extensas para aplicar la tecnología de biolabranza.
- Factibilidad de utilizarse en climas muy fríos, ya que en el interior de las biopilas se alcanzan

temperaturas de hasta 70 °C, las cuales no se pueden alcanzar con la biolabranza.

- Limpieza en cortos tiempos, ya que la biolabranza requiere periodos habituales de seis meses a dos años.

¿Qué son las biopilas?

Las biopilas son una forma de tratamiento de suelos contaminados de tipo *ex situ*; el suelo a limpiar es extraído de su sitio original y llevado a un lugar de tratamiento. En seguida es depositado en la superficie o en una piscina previamente excavada; se forman montones de suelo y se permite la acción degradadora de microorganismos propios del suelo o externos inoculados (Figura 1A). La altura común de las biopilas va de 2 a 4 m pero, como lo indican Kriipsalu y Nammari (2010), pueden encontrarse grandes variaciones de humedad y temperatura a las distintas profundidades de la cama. Por lo anterior, la altura ideal de la biopila deberá estar en función de la facilidad que se tenga, en equipo y mano de obra, para mantener un sustrato lo más homogéneo posible a lo largo y a lo ancho de la biopila (Wang *et al.*, 2014). Se diferencian dos tipos de biopilas de acuerdo con el método de aireación. Para las primeras, denominadas biopilas estáticas, se implementan dispositivos de aireación forzada. Se forman biopilas de suelo contaminado mezclado con materiales orgánicos y con el fondo y los laterales recubiertos con un material impermeable. En la parte superior de la pila se coloca una cubierta para evitar emisión de compuestos volátiles a la atmósfera y, por debajo de ésta, las tuberías del sistema de riego y adición de nutrientes. Mediante tuberías se hace entrar aire al interior de la pila (Figura 1B). En la parte baja se recolectan los efluentes, a los que se les da un tratamiento de limpieza (separación de los compuestos orgánicos) para reutilizar el agua que contienen. Durante el periodo de limpieza del suelo no se retira la cubierta impermeable (Coulon *et al.*, 2010). Otra variante es en biopilas con movimiento o aireación mecánica (Figura 1C), similar a la anterior, con la diferencia de que periódicamente se retira la cubierta impermeable superior y la tubería del sistema de riego para permitir la remoción del material con maquinaria agrícola en la mayoría de los casos (Beskoski *et al.*, 2011). Las biopilas estáticas son recomendadas para suelos de texturas arenosas o medias. Los suelos arcillosos deben procesarse en biopilas con movimiento constante del sustrato o adicionar mayor proporción de materiales que mejoran la porosidad (Coulon *et al.*, 2010). Los contaminantes orgánicos que pueden ser degradados en biopilas son diversos. Los hidrocarburos del petróleo se encuentran entre los más estudiados, aunque a pequeña escala o escala de laboratorio (Figura 2).

Existen reportes de casos exitosos a gran escala, en los que se ha aplicado la tecnología de compostaje en biopilas para suelos contaminados

con petróleo crudo, hidrocarburos aromáticos policíclicos, asfaltenos, benceno, tolueno y xileno (Cuadro 1).

Se deben tomar en cuenta algunas consideraciones iniciales a fin de decidirse por el uso de la tecnología de compostaje en biopilas. Por ejemplo, se planifica alcanzar la concentración final del contaminante(s) presente(s) en el suelo a remediar; mineralización, evaporación, incorporación a la biomasa microbiana, uniones estables con la materia orgánica, etcétera; periodo de tiempo dispuesto para llevar a cabo la remediación del suelo; y costo de esta tecnología comparada con otras (Coulon *et al.*, 2010); además, los efectos de la inoculación de microorganismos externos, de la bioaumentación de

aquellos nativos y de la adición de compuestos que facilitan la degradación de los contaminantes (por ejemplo, surfactantes no iónicos) deben ser comprobados en estudios de laboratorio (Lladó *et al.*, 2013). Esta tecnología de biorremediación

ha sido implementada con éxito en la limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo (Wang *et al.*, 2014), ya que esto permite el manejo de muchas condiciones del material, como la relación carbono:nitrógeno:fósforo (C:N:P), la aireación (mediante mezclado del material o inyección de

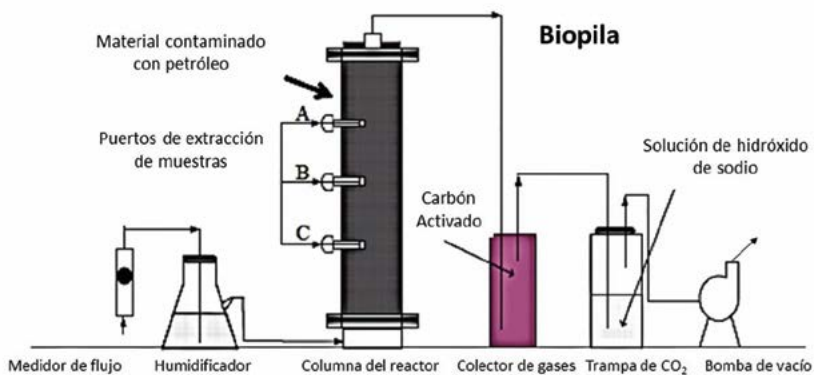


Figura 2. Esquema de una biopila para estudios de degradación de hidrocarburos del petróleo en laboratorio.

Cuadro 1. Reportes de la aplicación del compostaje en biopilas para la limpieza de suelos contaminados.

Contaminante(s) y su degradación	Condiciones de estudio	Referencia
Pristano, JP5, benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos. Remoción de 90% de los hidrocarburos totales en 15 días.	Suelo de gasolinera que se inoculó con <i>Acinetobacter</i> sp., <i>Pseudomonas</i> sp. y <i>Rhodococcus</i> sp. y se adicionaron nutrientes en forma de solución nutritiva.	Genovese et al., 2008.
Petróleo en proceso de mineralización. Análisis de 34 hidrocarburos diferentes por cromatografía de gases. Remoción de 90% de HTP en 18 semanas.	Solución nutritiva comercial añadida (TerraKem, Kemira Belgium Inc.). Suelo con 10% de arcilla.	Mao et al., 2009.
Petróleo crudo. Remoción de 68% de hidrocarburos de 10 a 40 átomos de C en 370 días.	Biopila estática de inyección de aire los 120 días iniciales y mezcla con maquinaria el resto de la evaluación. Biopila con lodo contaminado con petróleo (40%) mezclado con compost.	Kriipalu y Namhari, 2010.
Petróleo crudo pesado. Remoción de 83% a 95% de hidrocarburos alifáticos, aromáticos y asfaltenos; 53% de isoprenoides, fitano y pristano en 150 días.	Biopila con aireación mecánica. N, P y K adicionados. Inoculación y reinoculación periódica con microorganismos nativos.	Beskoski et al., 2011.

*JP5 es un combustible altamente inflamable utilizado en aeronáutica, con queroseno como componente principal y con alcanos, naf-tenos e hidrocarburos aromáticos policíclicos.

aire forzado), la humedad y la temperatura (Beskoski et al., 2011).

Condiciones que favorecen el funcionamiento de las biopilas

La eficiencia de degradación de los contaminantes se mejora controlando la humedad, la aireación, la adición de nutrimentos o mejoradores de las características físicas (Akbari y Ghoshal, 2014), de los cuales destacan los materiales con celulosa y lignina (Lladó et al., 2013), como pajas, rastrojos, cachaza de caña, aserrín y residuos de aserradero. Estos materiales aumentan la porosidad de los suelos contaminados y favorecen la distribución y movimiento del agua y aire. A la mezcla de materiales orgánicos con el suelo contaminado depositado en la biopila se le denomina compostaje (Souza et al., 2009).

Importancia de los microorganismos en la biopila

Muchos de los trabajos de limpieza basados en biopilas se centran en aspectos mecánicos, como la implementación de la maquinaria para mover el suelo, mantener la humedad, la tubería de entrada de aire, etcétera. En años recientes los estudios se encaminan a los microorganismos, principales responsables de la degradación de los contaminantes (Pessoa et al., 2013). No obstante que desde la más mínima contaminación con hidrocarburos del petróleo se reducen las poblaciones microbianas, en casi todos los ambientes hay microorganismos con capacidad de degradar hidrocarburos (Cerqueira et al., 2012). En estudios recientes se determinó que el tipo y la concentración del contaminante y el manejo que se haga de la biopila (excavación, aireación y fertiliza-

ción) repercute drásticamente en el tamaño y la composición de las poblaciones microbianas (Pessoa et al., 2013). Yergeau et al. (2012) mencionan que las bacterias aeróbicas degradadoras de hidrocarburos (*Caulobacter*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Sphingomonas*) se ven beneficiadas por las condiciones en las biopilas, y la dominancia relativa de éstas se reduce con el compostaje, al ir disminuyendo la disponibilidad de los compuestos que se degradan con mayor facilidad. En referencia a los cambios en las poblaciones de microorganismos durante el compostaje, Gao et al. (2014) mencionaron que la composición de la comunidad microbiana dentro de la biopila varía a través del tiempo. Primero es dominada por proteobacterias y actinobacterias, las cuales son las pioneras en la degradación de hidrocarburos. Al final, son los firmicutes los que se encuentran en mayor proporción, siendo los encargados de la degradación de los compuestos más recalcitrantes. Wang et al. (2012) describen un proceso de biorremediación de un suelo contaminado con hidrocarburos mediante biopilas en las que se adiciona paja de algodón. Estos autores indican la importancia de la relación C:N:P en la velocidad de degradación de los contaminantes. La adición de paja de algodón favoreció la diversidad y la actividad de los microorganismos, así como la degradación de 49% de hidrocarburos totales del petróleo (HTP) en 220 días, mientras que en el testigo sin paja la degradación fue 20%. Sin embargo, al aplicar N en forma de urea, la actividad microbiana se redujo. Liu et al. (2010) registraron que la adición de abonos orgánicos en la biopila provocó incrementos en la biodiversidad microbiana y su actividad. La degradación de HTP fue de 58% durante un año de experimentación, mientras que en las biopilas sin

adición de abonos orgánicos la degradación fue de solo 15%. En trabajos como el de Ouyang *et al.* (2005) se planteó la posibilidad de inocular microorganismos para acelerar la degradación de HTP en las biopilas. Estos autores reportan degradación de entre 46% y 53% de los HTP en un periodo de 56 días en las biopilas inoculadas, y 31% en aquellas sin inoculación en el mismo tiempo. Kadali *et al.* (2012) indicaron que los microorganismos nativos tienen la enorme ventaja de estar adaptados a las condiciones edáficas del suelo a limpiar, pero la inoculación de las biopilas con microorganismos externos de probada eficiencia en degradación es un paso que favorece la limpieza de los suelos. Cabe señalar que el proceso de aislamiento y selección de microorganismos suele ser largo y costoso, por lo que hoy en día se buscan metodologías que faciliten y abaraten la obtención de microorganismos especializados en degradación de contaminantes. En otra variante de inoculación, Juteau *et al.* (2003) utilizaron residuos de refinería como inoculante bacteriano en biopilas conteniendo suelos contaminados con petróleo. Después de 126 días, el material en las biopilas inoculadas fue cinco veces menos tóxico que el testigo. En específico, la concentración de hidrocarburos poliaromáticos de mayor número de anillos se redujo con la inoculación, por lo que estos autores recomiendan el uso de subproductos de la actividad petrolera como fuente de inoculante. Una de las variantes más modernas de la tecnología de compostaje en biopilas es la SEMBT (Systematic Environmental Molecular Bioremediation Technology), la cual incluye el conteo periódico de los grupos funcionales de microorganismos. Esto se realiza por métodos mole-

culares de expresión génica, como los microarreglos (Liu *et al.*, 2010) o la transcriptasa inversa asociada a PCR en tiempo real (Yergeau *et al.*, 2012). Con base en la medición de la dominancia de los grupos funcionales se toman decisiones de inoculación de aquellos grupos cuyo número va a la baja y su función es importante por los contaminantes que falta por degradar (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2014). También se pueden realizar ajustes en la aireación, la humedad (Coulon *et al.*, 2010), los nutrimentos adicionados o el pH para favorecer uno u otro grupo de microorganismos (Kriipsalu y Nammari, 2010). Otras modificaciones útiles para mejorar el proceso de compostaje son la adición de solventes y surfactantes, y el establecimiento de sistemas de electroremediación (Volke-Sepúlveda y Velasco, 2003).

El tratamiento electroquímico es una tecnología emergente muy efectiva en la remoción de metales pesados y compuestos orgánicos solubles en agua (Gill *et al.*, 2014). Este proceso incluye la aplicación de una corriente directa de bajo voltaje o de un gradiente de potencial bajo a través de un electrodo positivo (ánodo) y uno negativo (cátodo) que se insertan en el suelo. Durante la aplicación de una corriente eléctrica se crea un campo eléctrico entre los dos electrodos, donde las sustancias solubles emigran hacia uno de los dos electrodos de acuerdo con su carga, polaridad y movilidad. La migración de los compuestos depende de electromigración (transporte de iones), electro-ósmosis (transporte del agua de solvatación de iones) y/o, el proceso dominante, electroforesis (arrastre mecánico de coloides y/o microorganismos). Con esta

tecnología se pueden tratar suelos con metales pesados, especies radioactivas, aniones tóxicos, mezclas de contaminantes orgánicos/iónicos, hidrocarburos del petróleo, cianuros y explosivos (Volke-Sepúlveda y Velasco, 2003). En cuanto a los solventes y surfactantes se ha determinado que no es suficiente adicionar cepas con altas eficiencias degradadoras si existen factores que limitan su potencial. La etapa limitante de la biodegradación de la mayoría de compuestos es su biodisponibilidad; en especial, con los hidrocarburos que son altamente insolubles en agua. Por lo anterior, la investigación en biorremediación se ha dirigido al uso de surfactantes y solventes que aumentan la biodisponibilidad y, en consecuencia, la degradación de los contaminantes (Volke-Sepúlveda y Velasco, 2003).

CONCLUSIONES

El compostaje en biopilas para la limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo se puede implementar de manera muy sencilla o muy tecnificada de acuerdo con el objetivo de la actividad y la inversión disponible. Además, se trata de una tecnología surgida como una alternativa a la biolabranza y su futuro se encamina hacia el control total del proceso de biorremediación. Los puntos a controlar son tres principales: las condiciones de compostaje (humedad, aireación, pH y nutrimentos), la proporción de los grupos funcionales de microorganismos y tasa de degradación de los contaminantes.

LITERATURA CITADA

Akbari A., Ghoshal S. 2014. Pilot-scale bioremediation of a petroleum hydrocarbon-contaminated clayey soil from a sub-Arctic site. *Journal of Hazardous Materials* 280: 595-602.

- Ball A.S., Stewart R.J., Schliephake, K. 2012. A review of the current options for the treatment and safe disposal of drill cuttings. *Waste Management Research* 30: 457-473.
- Beskoski V.P., Gojic-Cvijovic G., Milic J., Ilic M., Miletic S., Solecic T., Vrvic M.M. 2011. *Ex situ* bioremediation of a soil contaminated by mazut (heavy residual fuel oil) a field experiment. *Chemosphere* 83(1): 34-40.
- Bhattacharyya J.K., Shekdar A.V. 2003. Treatment and disposal of refinery sludges: Indian scenario. *Waste Management and Research* 21: 249-261.
- Butt T. E., Lockley E., Oduyemi K.O. 2008. Risk assessment of landfill disposal sites-State of the art. *Waste Management* 28 (6): 952-964.
- Cerqueira V.S., Hollenbach E.B, Maboni F., Camargo F.A, Peralba C., Bento F.M. 2012. Bioprospection and selection of bacteria isolated from environments contaminated with petrochemical residues for application in bioremediation. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 28(3): 1203-1222.
- Coulon F., Al Awadi M., Cowie W., Mardlin D., Pollard S., Cunningham C., Risdon G., Arthur P., Semple K.T., Paton G.I. 2010. When is a soil remediated? Comparison of biopiled and windrowed soils contaminated with bunker-fuel in a full-scale trial. *Environmental Pollution* 158(10): 3032-3040.
- Fan Y.Y., Wang G.G., Fu J.H., Zheng X.H. 2014. The remediation of waste drilling muds by a combined plant-microbe system. *Petroleum Science and Technology* 32: 2086-2092.
- Ferrera-Cerrato R., Rojas-Avelizapa N.G., Poggi-Varaldo H.M., Alarcón A., Cañizares-Villanueva R.O. 2006. Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 48(2): 179-187.
- Frutos F.J., Pérez R., Escolano O., Rubio A., Gimeno A., Fernández M.D., Carbonell G., Perucha C., Laguna J. 2012. Remediation trials for hydrocarbon-contaminated sludge from a soil washing process: evaluation of bioremediation technologies. *Journal of Hazardous Materials* 199-200: 262-271.
- Gao Y.C., Guo S.H., Wang J.N., Li D., Wang H., Zeng D.H. 2014. Effects of different remediation treatments on crude oil contaminated saline soil. *Chemosphere* 117: 486-493.
- Gill R.T., Harbottle M.J., Smith J.W., Thornton S.F. 2014. Electrokinetic-enhanced bioremediation of organic contaminants: a review of processes and environmental applications. *Chemosphere* 107: 31-42.
- Jeong S.W., Jeong J., Kim J. 2015. Simple surface foam application enhances bioremediation of oil-contaminated soil in cold conditions. *Journal of Hazardous Materials* 286: 164-170.
- Juteau P., Bisailon J.G., Lépine F., Ratheau V., Beaudet R., Villemur R. 2003. Improving the biotreatment of hydrocarbons-contaminated soils by addition of activated sludge taken from the wastewater treatment facilities of an oil refinery. *Biodegradation* 14(1): 31-40.
- Kadali K.K., Simons K.L., Skuza P.P., Moore R.B., Ball A.S. 2012. A complementary approach to identifying and assessing the remediation potential of hydrocarbonoclastic bacteria. *Journal of Microbiology Methods* 88(3): 348-355.
- Kriipsalu M., Nammari D. 2010. Monitoring of biopile composting of oily sludge. *Waste Management and Research* 28(5): 395-403.
- Lin T.C., Pan P.T., Cheng S.S. 2012. *Ex situ* bioremediation of oil-contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials* 176(1-3): 27-34.
- Liu W.X., Luo Y.M., Teng Y., Li Z.G., Ma L.Q. 2010. Bioremediation of oily sludge-contaminated soil by stimulating indigenous microbes. *Environmental Geochemistry Health* 32: 23-29.
- Ma J., Yan G., Ma W., Cheng C., Wang Q., Guo S. 2015. Isolation and characterization of oil-degrading microorganisms for bench-scale evaluations of autochthonous bioaugmentation for soil remediation. *Water, Air and Soil Pollution* 226: 1-10.
- NOM-EM-138-ECOL-2002. Norma oficial mexicana de emergencia, que establece los límites máximos permisibles de contaminación en suelos afectados por hidrocarburos, la caracterización del sitio y procedimientos para la restauración. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 20 de Agosto de 2002.
- Ouyang D., Bartholic J., Selegan J. 2005. Assessing sediment loading from agricultural croplands in the Great Lakes Basin. *The Journal of American Science* 1(2): 15-21.
- Pessoa T.B., De Souza S.S., Cerqueira A.F., Rezende R.P., Pirovani C.P., Dias J.C. 2013. Construction and validation of metagenomic DNA libraries from landfarm soil microorganisms. *Genetics and Molecular Research* 12(2): 2148-2155.
- Ramírez-Eliás M.A., Ferrera-Cerrato R., Alarcón A., Almaraz J.J., Ramírez-Valverde G., De-Bashan L.E., Esparza-García F.J. García-Barradas O. 2014. Identification of culturable microbial functional groups isolated from the rhizosphere of four species of mangroves and their biotechnological potential. *Applied Soil Ecology* 82: 1-10.
- Rodríguez-Rodríguez C.E., Lucas D., Barón E., Gago-Ferrero P., Molins-Delgado D., Rodríguez-Mozaz S., Eljarrat E., Díaz-Cruz M.S., Barceló D., Caminal G., Vicent T. 2014. Re-inoculation strategies enhance the degradation of emerging pollutants in fungal bioaugmentation of sewage sludge. *Bioresource Technology* 168: 180-189.
- Rojas-Avelizapa N.G., Roldán-Carrillo T., Zegarra-Martínez H., Muñoz-Colunga A.M., Fernández-Linares L.C. 2007. A field trial for an *ex-situ* bioremediation of a drilling mud-polluted site. *Chemosphere* 66(9): 1595-1600.
- Souza T.S., Hencklein F.A., Angelis D.F., Gonçalves R.A., Fontanetti C.C. 2009. The *Allium cepa* bioassay to evaluate landfarming soil, before and after the addition of rice hulls to accelerate organic pollutants biodegradation. *Ecotoxicological and Environmental Safety* 72(5): 1363-1368.
- Volke-Sepúlveda T., Velasco J.A. 2003. Biodegradación de hidrocarburos del petróleo en suelos intemperizados mediante composteo. Centro Nacional de Capacitación e Investigación Ambiental, Instituto de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 34 pp.
- Wang X., Wang Q., Wang S., Li F., Guo G. 2012. Effect of biostimulation on community level physiological profiles of microorganisms in field-scale biopiles composed of aged oil sludge. *Bioresource Technology* 111: 308-315.
- Wang X., Li F., Guo G., Wang S., Boronin A., Wang Q. 2014. Temporal changes in microbial metabolic characteristics in field-scale biopiles composed of aged oil sludge. *Environmental Engineering Sciences* 31(9): 507-513.
- Yakimov M.M., Timmis K.N., Golyshin P.N. 2007. Obligate oil-degrading marine bacteria. *Current Opinion in Biotechnology* 18: 257-266.
- Yergeau E., Sanschagrín S., Beaumier D., Greer C.W. 2012. Metagenomic analysis of the bioremediation of diesel-contaminated canadian high arctic soils. *PLoS One* 7(1): e30058.

EFICIENCIA ENERGÉTICA DE LAS HERRAMIENTAS AGRÍCOLAS PARA LA LABRANZA DE SUELOS CULTIVABLES

ENERGETIC EFFICIENCY OF AGRICULTURAL TOOLS FOR FARMING ARABLE SOILS

Ortiz-Laurel, H.^{1*}; Rosas-Calleja, D.¹; Rossel-Keeping, D.²; Schlegel, M.².

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, municipio de Texcoco, Estado de México, México. ²Universidad de Rostock, Justus-von-Liebig Weg 8, 18059. Rostock Alemania.

***Autor Responsable:** hlaurel@colpos.mx

RESUMEN

La labranza del suelo es considerada como una operación fundamental en la que se sustenta la producción de alimentos. Una labranza del suelo correctamente programada puede lograrse con el empleo de mecanización con la más novedosa tecnología mediante el uso de tractores, apropiadas herramientas, e implementos correctamente seleccionados. La preservación del potencial productivo de los suelos agrícolas depende principalmente de la selección correcta y del uso del equipo agrícola de labranza, su correcta programación y de los sistemas de labranza empleados, en especial cuando se busca incrementar los rendimientos y la calidad de los alimentos en correcto balance con la energía aplicada. Con base en lo anterior, se muestran técnicas de trabajo mecanizado para la labranza de los suelos bajo una labranza válida económicamente.

Palabras clave: mecanización, balance energético, sustentabilidad, tecnología agrícola, laboreo de suelos.

ABSTRACT

Soil farming is considered a fundamental operation on which food production is sustained. Land farming that is correctly programmed can be achieved with the use of mechanization with the most novel technology through the use of tractors, appropriate tools, and implements that are selected correctly. The preservation of the productive potential of agricultural soils depends primarily on the correct selection and use of agricultural farming equipment, its correct programming, and the farming systems employed, especially when there is an attempt to increase the yields and quality of the foods in correct balance with the energy applied. Based on this, mechanized working techniques are shown, used to farm soils under economically valid farming.

Keywords: mechanization, energetic balance, sustainability, agricultural technology, soil farming.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto. 2016. pp: 31-37.

Recibido: julio, 2015. **Aceptado:** febrero, 2016.



INTRODUCCIÓN

La labranza puede definirse como la manipulación mecánica de un sistema complejo y muy sensitivo denominado suelo en el cumplimiento de algún propósito. En la agricultura, la labranza de los suelos es una parte integral en la producción de los cultivos. Esta es una práctica muy antigua que ha cambiado relativamente poco a través de los años, excepto que en la actualidad se realiza con mayor facilidad debido al desarrollo y la utilización de maquinaria agrícola más diversa, más eficiente y más sofisticada. Esta evolución técnica debe estar vinculada con un incremento en la productividad de los cultivos, dando cumplimiento al objetivo de la empresa agrícola de mantener la producción, la rentabilidad y, lógicamente, el ingreso de los agricultores. Las prácticas de labranza que no se ajusten a esos requisitos, es decir, efectividad de los costos de producción, respuestas positivas de los rendimientos, preservación de las condiciones del suelo, entre otras, no tendrán un lugar entre los productores (Köller, 2003).

Todas las operaciones involucradas en la producción de los cultivos también deben tomar en cuenta la conservación y el mejoramiento de los suelos agrícolas, con el fin de asegurar y mantener altos rendimientos a largo plazo. En general, durante el proceso de producir cultivos, sin diferenciar el tipo de agricultura practicada, los objetivos fundamentales que persigue la labranza son (Kepner et al., 1976; Krause y Lorenz, 1984):

- Producir una estructura adecuada para una cama de siembra.
- Controlar las malas hierbas o remover plantas de cultivo indeseables (clareo).
- Manejar residuos de cultivos.
- Minimizar erosión, implementando prácticas como labranza al contorno en camellones y colocación adecuada del residuo.
- Establecer configuraciones específicas superficiales del terreno para la siembra, el riego, el drenaje, operaciones de cosecha, etcétera.

- Incorporar y mezclar fertilizantes, pesticidas, abonos orgánicos o acondicionadores del suelo dentro del mismo.
- Llevar a cabo una segregación que involucra mover el suelo de una capa a otra, quitar piedras u otros objetos extraños o raíces de los cultivos.



Figura 1. Labranza del suelo en la preparación de la cama de siembra.

Esta manipulación mecánica de los suelos, como muchos otros procesos tecnológicos, involucra tres elementos principales: la fuente motriz, la máquina o implemento, y el material a ser procesado; es decir, el suelo (Figura 1). Una herramienta de labranza es definida como un elemento individual en un equipo o implemento que trabaja en el suelo, como puede ser un disco del

arado, disco de la rastra o cincel de un cultivador que recibe energía del tractor o desde otra fuente de potencia, manipula el suelo y cambia su estado y propiedades (Ashburner y Sims, 1984).

Las fuerzas que se aplican a la herramienta de labranza

para producir un efecto deseado sobre el suelo pueden ser medidas con la mayor exactitud, pero los efectos probables no se pueden predecir con precisión, debido a cambios en el diseño de una herramienta. Consecuentemente, no es de sorprender que el diseño del equipo de labranza sea aún considerado más un arte que una ciencia. Por un lado, el tamaño, la forma, el afilado y la velocidad de ejecución de las operaciones por las herramientas de labranza y, en segundo lugar, el tipo de suelo y la condición a la cual se efectúa la labranza influyen significativamente en el área de suelo aflojada y en el tamaño del terrón producido (Figura 2). Con el acoplamiento de aditamentos en forma de alas en la parte inferior de una herramienta tipo cincel recto se estudió la fracturación de un suelo de textura marga limosa arcillosa y con un rango de contenido de humedad de 15.4% a 16.75%, notándose un incremento del área de suelo fracturada en 2.35 veces, aunque la resistencia específica de tiro se redujo 44% cuando se comparan con el efecto de la misma herramienta sin los aditamentos (Kumar y Thakur, 2005). El objetivo de este estudio es presentar



Figura 2. Efecto sobre el área de suelo fracturada con una modificación al diseño de la herramienta de labranza.

un análisis descriptivo de la interacción entre diferentes herramientas de labranza y el suelo, lo que permitirá entender y predecir el tipo de efecto que ocasionaría una herramienta de una forma dada sobre el suelo, para así apoyar su apropiada selección. La descripción y análisis servirá, asimismo, como apoyo en el diseño de nuevas y más eficientes herramientas agrícolas.

Selección de herramientas agrícolas

Es importante señalar que, normalmente, los criterios para la selección, diseño y fabricación de herramientas agrícolas son distintos; el comprador selecciona aquella herramienta que sea capaz de realizar la labor de una manera eficiente, sin romperse, con el menor costo de operación y con la menor resistencia al suelo, menor consumo de potencia, ajustes sencillos y rápidos (Ashburner y Sims, 1984), mientras que el fabricante diseña la herramienta para un bajo costo de producción y para su construcción, la máxima resistencia del material con un peso mínimo, y facilidad de fabricación, entre otros aspectos. A pesar de esas restricciones se ha generado una cantidad notable y diversificada de máquinas agrícolas, tecnológicamente avanzadas, que han permitido a los agricultores realizar aplicaciones de bajo costo de todas las técnicas sobre el suelo (Figura 3). La potencia disponible del tractor puede afectar el tamaño o número de herramientas que es posible utilizar, sin embargo, ésta rara vez ejerce influencia sobre el tipo de herramienta que es posible usar para una labor específica. Con el objeto de simplificar este problema se procederá a discutir los aspectos de diseño de las herramientas para las operaciones de labranza básicas principales en forma individual, aun cuando

en la práctica normalmente se utilizan herramientas que ejecutan dos o más operaciones de labranza básicas al mismo tiempo.

Existen numerosos modelos y versiones de las distintas herramientas, algunas de las cuales son bastante primitivas, otras son versiones modernas, y algunas novedosas de las herramientas antiguas (Figura 4), los cuales son clasificados de acuerdo con lo que hacen y la forma en que trabajan. Por ejemplo, los arados rompen y mezclan el suelo, derivado de una combinación de los cortes producidos sobre el suelo y de la separación de los terrones para ser volteados y terminen de romperse y poder así invertir el orden de los estratos del suelo (Bosoi *et al.*, 1987; Finney, 1982). Las máquinas roturadoras penetran y abren el suelo a varias profundidades con una acción de corte vertical u horizontal para fragmentar el suelo endurecido e invertir el orden de los estratos. El suelo es fracturado a lo largo de la profundidad de trabajo, los

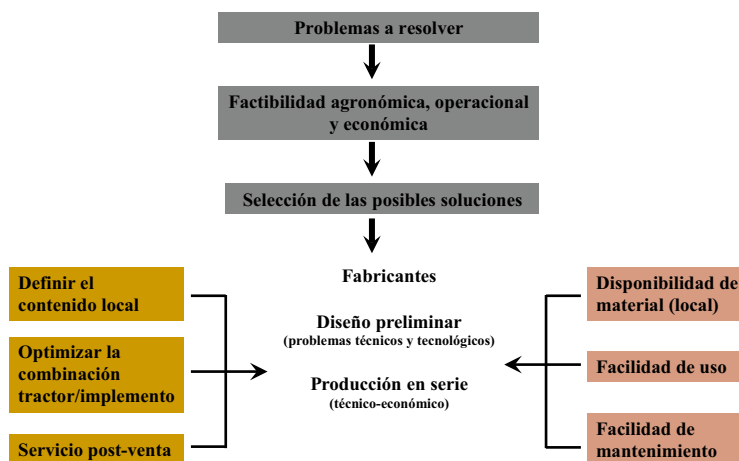


Figura 3. Esquema básico de identificación de máquinas agrícolas apropiadas para el desarrollo de agricultura local.



Figura 4. Herramientas de labranza del tipo de arrastre con diferentes configuraciones de diseño.

terrones que se formaron de operaciones previas de labranza son fragmentados, las malezas son arrancadas, las semillas, herbicidas y fertilizante son colocados bajo la superficie, la cual es nivelada, y la costra que se forma es fragmentada (Sitkei, 1976).

Parámetros técnicos y económicos

Los aparatos que mezclan el suelo, primeramente lo rompen y mezclan con aparatos rotatorios de movimiento libre o controlado. Las rastras y los arados de discos usan herramientas de rotación libre, mientras que las rotatorias que son operadas a través del eje de la toma de fuerza del tractor incluyen cultivadores, labradores y rastras rotatorias (Perdok y Kouwenhoven, 1994). Las operaciones de labranza del suelo pueden representar hasta 60% del consumo total de energía de la explotación, por lo que ciertos parámetros, como el consumo de energía, tiempo de trabajo de las distintas operaciones y potencia requerida para mover las herramientas, son fundamentales para calcular los costos de producción. Considerando a la aradura como un ejemplo, se requiere conocer los parámetros funcionales, operacionales y dinámicos. Los funcionales y los operacionales incluyen el tamaño de la parcela que va a ser labrada, qué tan eficiente es el arado para voltear el suelo, su capacidad de trabajo y qué tan bien fragmenta el suelo (Figura 5). La profundidad y anchura del área labrada proporcionan el área de superficie cubierta y volumen de suelo labrado. La resistencia a la pulverización depende de la textura y la estructura; es decir, de la densidad de masa y el contenido de humedad. Los parámetros dinámicos comprenden la cantidad de energía utilizada para completar el trabajo (Spoor, 1975; The International Commission of Agricultural Engineering, 1999; Upadhyaya *et al.*, 1994). La eficiencia del volteo del suelo es importante para saber cuánta de la capa superficial es enterrada, lo cual adquiere importancia agronómica cuando el estiércol o fertilizante tiene que ser incorporado en el suelo. También es importante qué porción del suelo es fragmentado, lo que depende del tipo de arado, velocidad de aradura y tipo de suelo. Los diversos tipos de herramientas lo fragmentan de manera diferente y entre mayor sea la velocidad de avance mayor fragmentación se logrará por la acción de las herramientas (Ortiz Laurel y Rössel Kipping, 2007). En la práctica, para efectos de sustentabilidad y economía, la velocidad de movimiento está limitada entre $2-3 \text{ m s}^{-1}$.

Es importante conocer qué tan eficiente es un arado para determinar la relación entre el área de superficie

labrada y el tiempo que se lleva realizarla. Usualmente esta es definida como la capacidad de trabajo en condiciones normales de operación, incluyendo el tiempo empleado para girar en las orillas de los terrenos "cabeceiras", las paradas para ajustar la calibración, para cargar combustible, etcétera. Es importante indicar que la capacidad de trabajo efectiva está dada por la condición teórica, en la cual un arado laborea una sola hilera de terreno sin interrupción. Este es el tiempo neto donde se excluyen las interrupciones mencionadas anteriormente (Kepner *et al.*, 1978). Esos dos valores pueden ser expresados como la superficie labrada en un tiempo dado (ha h^{-1}), el volumen de suelo que es movido en un tiempo dado ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) y el tiempo que se emplea para cada unidad de área de superficie (h ha^{-1}).

Determinación del consumo de energía

Continuando con el arado como ejemplo, el consumo de energía puede ser indicado como dependiente de: a) las características del suelo, siendo las más importantes su resistencia y volumen a ser desplazado; b) las características del arado, su peso y el tamaño y tipo de disco; y c) la manera en que el trabajo es realizado, número, longitud y profundidad de las hileras de suelo formadas por el arado sobre el terreno (Gill y Vanden Berg, 1968). El consumo de energía puede ser expresado en términos de kilos de combustible diesel consumido por el tractor por unidad de superficie (kg ha^{-1}) o en kilowatts hora por hectárea (kWh ha^{-1}), pero cuando el trabajo se realiza a diferentes profundidades, esta unidad del consumo no refleja un resultado comparable, requiriéndose entonces el consumo de energía por metros cúbicos de suelo desplazado. Por ejemplo, entre mayor es la resistencia del suelo a la penetración y mayor su volumen, mayor será la energía requerida para cortarlo y levantarlo sobre la cara de un disco (Bosoi *et al.*, 1987). La potencia requerida del tractor también se incrementa entre más pesado es el arado y varía con el número y características de los elementos de trabajo del arado. El consumo aproximado de combustible en L h^{-1} de cualquier tractor puede obtenerse multiplicando su valor de potencia (kW) por uno dentro del rango (0.164-0.184). La potencia de arrastre absorbida por la combinación de tractor/implemento puede ser calculada con una ecuación, aunque primeramente debe determinarse la resistencia (R) absorbida por el arado en la labranza del suelo, la cual está expresada por:

$$R = \rho * l * \rho \text{ (daN)}$$



Figura 5. Instrumentos para medir la fuerza de tiro del implemento y determinar el patinaje y velocidad real de movimiento de la combinación tractor-implemento.

Donde: R es la resistencia absorbida por el implemento de labranza (N), p es la profundidad del surco (dm), l es el ancho del surco (dm), ρ es el coeficiente de la resistencia del suelo (N dm^{-2}).

Por lo que la potencia efectiva (Pe) en la barra de tiro se calcula con la expresión:

$$Pe = R * v / 100 \text{ (kW)}$$

Donde: v es la velocidad para realizar la aradura (m s^{-1}).

Como R y Pe representan valores requeridos promedios, es normal que se encuentren puntos de mayor fuerza que requieren de una potencia en la barra de tiro (Pg), equivalentes a alrededor de 3/2 de la potencia efectiva promedio. Conociendo la eficiencia de la potencia en la barra de tiro se puede entonces calcular esa potencia del motor necesaria para identificar al tipo apropiado de tractor. Por lo anterior, se deben adoptar aquellas técnicas de labranza del suelo con las cuales se obtengan las mayores reducciones en tiempo de trabajo, disminución del consumo de energía y menor número de pasada de las máquinas sobre la superficie cultivada y que, al mismo tiempo, aseguren un rendimiento satisfactorio. De la misma manera, los tratamientos utilizados para trabajar el suelo pueden ser reducidos al evaluar cuidadosamente los efectos de las diferentes herramientas y seleccionar las más adecuadas y eficientes. Esto no es solamente una cuestión de encontrar la más correcta, sino que también tiene el propósito de mejorar el manejo del suelo al optimizar la conservación de la fertilidad y reducir los riesgos de su posible degradación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los efectos de las operaciones de labranza en el cultivo pueden variar mucho de acuerdo con las condiciones de clima, tipo de suelo y cultivo. Esto explica en parte la gran variedad de herramientas disponibles para labrar el suelo y el amplio rango de posibilidades de cómo las tareas pueden ser realizadas. En la agricultura sostenible, en el corto plazo, el propósito es mejorar la eficiencia del consumo de la energía fósil y optimizar el uso de agroquímicos y nutrientes. Estas metas pueden lograrse al implementarse actividades de labranza "en tiempo oportuno", con implementos del tipo de arrastre que incorporen distintas herramientas, que permitan realizar varias operaciones en una sola pasada; por ejemplo, combinadas con una sembradora (Buckingham, 1976; Davis et al., 1982). La aceptación de esos requisitos ha conducido a que las técnicas de labranza del suelo evolucionen hacia una restricción máxima del número de operaciones requeridas y una reducción en la profundidad, intensidad y frecuencia de las operaciones de labranza. Por otro lado, los tractores e implementos deben ser fácilmente ajustados y acoplados a las variantes condiciones de un terreno a otro y de una estación a otra. Así, se les puede ofrecer a los usuarios las soluciones modulares extremadamente versátiles con muchas funciones, una alta capacidad de trabajo y con aptitud para realizar una rápida intervención (Sitkei, 1976). La energía de los implementos del tipo de arrastre está relacionada principalmente a la intensidad del corte ($\text{m}^2 \text{m}^{-3}$) y la resistencia de la herramienta aumentará linealmente con la velocidad. Debido a esto, la potencia requerida del tractor (velocidad * fuerza) se incrementa al cuadrado.

CONCLUSIONES

Las tendencias de la maquinaria para la labranza de los suelos muestran el papel decisivo que juegan los fabricantes, quienes han puesto más atención que nunca a las necesidades de los usuarios. Así, la presión para la adopción de las técnicas de una labranza válida económicamente y la siembra de cultivos de granos y cereales para hacerlos más competitivos, parte del hecho de que es indispensable adoptar máquinas tecnológicamente avanzadas e innovadoras, las cuales puedan reducir los costos mientras que se asegura que las operaciones agrícolas sean realizadas a tiempo y con efectividad. Así, los agricultores pueden ahora entrar en el virtuoso círculo del desarrollo sustentable mediante la adopción de técnicas que son amigables con el agroecosistema, mientras que se aseguran resultados técnicos y económicos satisfactorios.

LITERATURA CITADA

- Ashburner J., Sims B. 1984. Elementos de diseño del tractor y herramientas de labranza. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Costa Rica. 75-188.
- Bosoi E.S., Verniaev O.V., Smirnov I.I., Sultan-Shakh E.G. 1987. Theory, construction and calculations of agricultural machines. Amerind Publishing Co. Pvt. Ltd. New Delhi, India. 29-229.
- Finney J.B. 1982. The role of discs in primary cultivations. *The Agricultural Engineer*. 37(1): 15-19.
- Gill W.R., Vanden Berg G.E. 1968. Soil Dynamics in Tillage and Traction. *Agriculture Handbook* No. 316. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. E.U.A. 117-459.
- Kepner R.A., Bainer R., Barger E.L. 1978. Principles of Farm Machinery. 3ª. Edición. AVI Publishing Company, Inc. E.U.A. 112-176, 195-208.

- Köller K. 2003. Techniques of soil tillage. Soil Tillage in Agroecosystems. Edited by El Titi, A. CRC Press. E.U.A. 1-25.
- Krause R., Lorenz F. 1984. Soil Tillage in the Tropics and Subtropics. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Alemania. 310 p.
- Kumar A., Thakur T.C. 2005. An investigation into comparative test of conventional and winged subsoilers. Proceedings of the 2005 ASAE Annual Meeting. Paper No. 015061. American Society of Agricultural Engineers. Tampa, Florida, USA. 16 p.
- Ortiz Laurel H., Rössel Kipping, D. 2007. Herramientas para la Labranza de los Suelos Agrícolas. Colegio de Postgraduados. México. 160 p.
- Perdok U.D., Kouwenhoven J.K. 1994. Soil-tool interactions and field performance of implements. Soil & Tillage Research. 30: 283-326.
- Sitkei G. 1976. Soil Mechanics Problems of Agricultural Machines. Traducción por el Agricultural Research Service, USDA and the National Science Foundation, Washington, D.C. USA. 14-138.
- Spoor G. 1975. Fundamentals aspects of cultivation. Soil physical conditions and crop production. Technical Bulletin No. 29. MAFF, HMSO. Londres. 128-144.
- The International Commission of Agricultural Engineering. 1999. CIGR Handbook of Agricultural Engineering: Plant Production Engineering. Vol. III. (Stout and Cheze eds). American Society of Agricultural Engineers. 184-217.
- Upadhyaya S.K., Chancellor W.J. Perumpral J.V., Schafer R.L., Gill W.R., Vanden Berg G.E. 1994. Advances in soil dynamics. Vol. I. ASAE Monograph No. 12. ASAE. 255-280.



BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO Y EMISIONES DE AMONIACO EN EXPLOTACIONES AVÍCOLAS

GOOD MANAGEMENT PRACTICES AND AMMONIA EMISSIONS IN POULTRY FARMS

**Velasco-Velasco, J.¹; Alvarado-Lara, H.¹; Hernández-Cázares, A.S.¹;
Gómez-Merino, F.C.¹; Narciso-Gaytán, C.¹; Misselbrook, T.²**

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Córdoba, Carretera Córdoba-Veracruz km 348, Congregación Manuel León, Amatlán de los Reyes, Veracruz, México. C.P. 94946. ²Rothamsted Research-North Wyke, Okehampton, Devon. EX20 2SB, United Kingdom.

***Autor de correspondencia:** joel42ts@colpos.mx

RESUMEN

México se ubica como el séptimo productor mundial de carne de pollo (más de 3 millones de t año⁻¹). Esta industria ha crecido considerablemente y se ubica como la más importante en consumo de carne a nivel nacional, donde la producción de carne y huevo para plato representa más de 60% del volumen nacional pecuario del país. Sin embargo, entre los problemas que derivan de las explotaciones avícolas destacan los ambientales, relacionados con la emisión de gases y olores, los cuales pueden afectar la salud humana, animal y vegetación natural, y que a su vez inciden directamente en la productividad de la explotación. El amoníaco, gas producido por hidrólisis del ácido úrico con intervención de la enzima ureasa, genera diversos problemas en la productividad de la granja y al ambiente. Mantener niveles de amoníaco menores a 25 mg kg⁻¹ en la producción de pollo puede generar un incremento de 26.2 millones de dólares para dicha industria en Estados Unidos, mientras que con niveles de amoníaco por arriba de 50 mg kg⁻¹, la producción de carne puede reducir de 6.4% a 9%. Las prácticas de manejo como: control de la humedad, temperatura, pH de la cama, ventilación, densidad de población, uso de aditivos en la alimentación del ave y manejo de la cama son esenciales para el control de la emisión de amoníaco y el fomento del bienestar animal.

Palabras clave: avicultura, contaminación ambiental, NH₃, sustentabilidad.

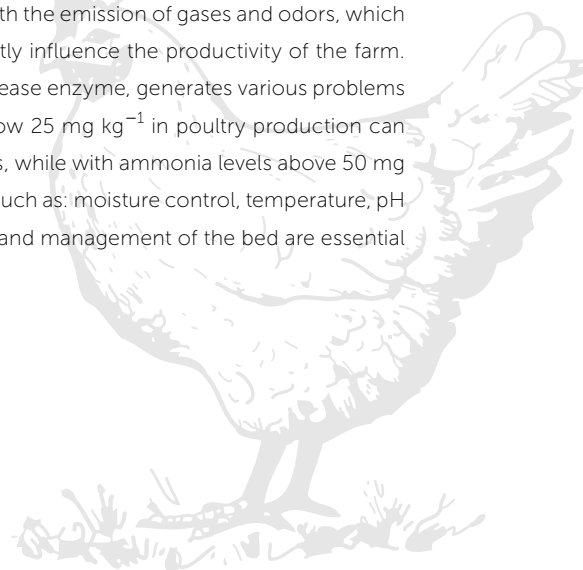
ABSTRACT

México is the seventh world producer of chicken meat (more than 3 million tons year⁻¹). This industry has grown considerably and is the most important one in meat consumption at the national level, where meat and table egg production represent more than 60 % of the national livestock production volume in the country. However, environmental problems stand out among the problems derived from poultry farms, related with the emission of gases and odors, which can affect human and animal health, and natural vegetation, and in turn directly influence the productivity of the farm. Ammonia, gas produced from uric acid hydrolysis with intervention from the urease enzyme, generates various problems in farm productivity and to the environment. Maintaining ammonia levels below 25 mg kg⁻¹ in poultry production can generate an increase of 26.2 million dollars for said industry in the United States, while with ammonia levels above 50 mg kg⁻¹, meat production can decrease from 6.4 % to 9 %. Management practices such as: moisture control, temperature, pH of the bed, ventilation, population density, use of additives in the poultry feed, and management of the bed are essential for the control of ammonia emission and the promotion of animal wellbeing.

Keywords: poultry farming, environmental contamination, NH₃, sustainability.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto, 2016. pp: 38-44.

Recibido: julio, 2015. **Aceptado:** marzo, 2016.



INTRODUCCIÓN

Los productos derivados de la industria avícola (carne y huevo para plato) se han convertido en la fuente de proteína para la mayoría de personas en México, debido a su alta disponibilidad y bajo costo. A diferencia de las zonas rurales, en las urbes el manejo de las aves en traspatio no es práctico, razón por la cual las explotaciones avícolas se encuentran distribuidas a lo largo y ancho del país con un inventario nacional de 329.9 millones de aves en 2013 (SIAP, 2013). Esta industria pecuaria genera residuos y desechos contaminantes, malos olores, volatilización de partículas de polvo, pienso y materia fecal, además de emisiones de gases como dióxido de carbono, metano, óxido nitroso y, particularmente, amoniaco. Este último es un gas que en altas concentraciones puede afectar el óptimo desarrollo de las aves, lo cual puede afectar significativamente los ingresos de los productores. Miles *et al.* (2004) estiman que mantener un nivel menor a 25 mg kg^{-1} de amoniaco en la producción de pollo puede generar incrementos de 26.2 millones de dólares para la industria en los Estados Unidos, mientras que con niveles de amoniaco por arriba de las 50 mg kg^{-1} la producción de carne decrece entre 6.4% y 9%.

La avicultura es una actividad económica muy importante en México, ya que su participación en la producción de carne y huevo para plato representa más de 60% del volumen nacional pecuario del país. El pollo de engorda es el más significativo a nivel nacional, ya que nueve de cada diez animales vivos provenientes de explotaciones pecuarias pertenecen a este rubro, que a su vez representa siete de cada diez pesos generados por la avicultura mexicana. Los principales estados productores de carne de ave son Jalisco, Veracruz, Durango y Aguascalientes, que generan dos de cada cinco toneladas de productos comercializados (SIAP, 2013; UNA, 2014). Durante los últimos años, la producción de huevo y carne ha crecido sostenidamente (Figura 1), lo que ha posicionado a la avicultura mexicana dentro de los primeros lugares a nivel internacional, con producción de 23.8 kg por persona, aunque si se contrasta

con el consumo anual de $28.3 \text{ kg per capita}$, México aparece como un país importador. Esto fue acentuado en 2013 debido a los efectos de la influenza aviar (SIAP, 2013).

Contaminación proveniente de explotaciones pecuarias

Los agentes contaminantes procedentes de las explotaciones pecuarias están caracterizados por los piensos, lixiviados, microorganismos patógenos suspendidos en el aire, residuos sólidos y algunos gases nocivos que regularmente se concentran dentro de las granjas o áreas de contención y son transportados hacia otros lugares. Su presencia puede constituir un problema en las poblaciones vecinas, por lo que es necesario establecer distancias de separación adecuadas entre éstas y las instalaciones de producción, a fin de reducir el riesgo de transmisión aérea de microorganismos patógenos (Lon-Wo, 2003), polvo de piensos y estiércol, bacterias, esporas de moho, endotoxinas, insectos, partes de insectos, gases como el amoniaco (NH_3) y dióxido de carbono (CO_2), principalmente. Las emisiones de estos gases dependen de varios factores, tales como estación del año, hora del día, ventilación de las naves, hacinamiento, humedad, estado de la cama y reúsos (Wheeler *et al.*, 2006). Independientemente de su ubicación y tamaño, tanto las explotaciones de aves de corral existentes como las nuevas, deberán tomar en consideración la mitigación de los riesgos asociados con las emisiones de gases

para contribuir a la sostenibilidad futura de las prácticas de producción avícola.

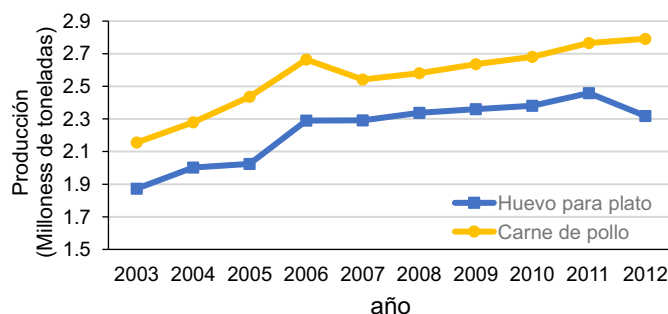


Figura 1. Comportamiento de la producción de carne y huevo para plato 2003-2012 (SIAP, 2013).

Gases nocivos en las explotaciones pecuarias

La actividad agropecuaria genera emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) a través de una variedad de procesos entre los cuales destacan la fermentación entérica, el manejo de residuos pecuarios y la gestión de los suelos agrícolas (EPA, 2014). Las naves de producción avícola tienen en su interior un microambiente distinto al exterior, en los cuales la temperatura y la humedad suelen contribuir en conjunto con la descomposición bacteriana de las excretas a generar gases nocivos destacando los siguientes:

Dióxido de carbono (CO₂). Según la NOM-010-STPS-2014, el límite máximo permisible es de 5,000 mg kg⁻¹, debido a que a partir de esta cantidad se presentan efectos como dolor de cabeza, visión borrosa, incremento en la respiración, estrés metabólico, desorientación y en concentraciones superiores a las 10,000 mg kg⁻¹ ocasiona pérdida de consciencia y muerte. Las concentraciones habituales en las naves de producción avícola no son muy relevantes en la salud humana, sin embargo, sí lo son para efectos del cambio climático (IPCC, 2001) pues, según la Agencia de protección del medioambiente de Estados Unidos, en 2012 el sector agrícola fue responsable de la emisión de 526.3 Tera gramos (Tg), lo que representó 8.1% del total de emisiones de GEI en ese país (EPA, 2014).

Metano (CH₄). Es un gas de efecto invernadero con potencial de calentamiento de la tierra (PCT) de 23 sobre la base de un horizonte temporal de 100 años (IPCC, 2001). En el caso de las aves es relativamente bajo, así que las emisiones de CH₄ provienen principalmente del almacenamiento de las excretas en condiciones anaeróbicas (Fabbri *et al.*, 2007). Las emisiones de CH₄ provenientes de la fermentación entérica, representan 9.4% del total procedente de las actividades antropogénicas (EPA, 2014). A su vez, en 2002, México reportó incremento de 59.8% respecto a 1990, siendo las categorías de desechos, energía y agricultura las principales fuentes (Figura 2). El manejo adecuado del estiércol permite disminuir en gran medida la formación de este gas, así como la creación de áreas para su almacenamiento en condiciones anaeróbicas para aprovechar al máximo la captura del metano para ser utilizado como una fuente alterna de energía.

Óxido nitroso (N₂O). Este gas es producido por procesos biológicos que ocurren en suelo y agua como resul-

tado de una de etapa del proceso de nitrificación y desnitrificación en condiciones de poca disponibilidad del oxígeno y 300 veces más potente que el CO₂ para atrapar el calor en la atmósfera (Fabbri *et al.*, 2007). A través de la descomposición de las excretas de animales y aves en los pisos de cama de las explotaciones se genera una gran cantidad de N₂O. Por esta razón las prácticas de producción industrializadas llevadas a cabo en las granjas son una importante fuente de producción de N₂O (Figura 3).

Amoniaco (NH₃). Es un compuesto nitrogenado que proviene principalmente de la descomposición de excretas sólidas y

líquidas. Es de considerable olor picante y cuyo umbral de percepción para el olfato humano va de 5 a 15 mg kg⁻¹. Es irritante, incoloro, de mayor ligereza que el aire, muy soluble al agua; sus disoluciones son alcalinas y tienen un efecto corrosivo frente a metales y tejido, por lo que puede causar quemaduras severas y necrosis en la piel (UNAM, 2014), y es considerado como un precursor del N₂O (EPA, 2014). El amoniaco transportado por vía aérea puede afectar a ecosistemas cercanos y distantes (Aneja *et al.*, 2009) en función de la sensibilidad ecológica del lugar de translocación o fuentes de agua en que se deposita, ya sea en forma seca o húmeda,

alterando la cadena trófica y provocando desórdenes a la biodiversidad del área de depósito; por ejemplo, el desplazamiento de especies endémicas del nicho por parte de especies oportunistas. Miles *et al.* (2006a) y Olanrewaju *et al.* (2007) sugieren que la exposición al amoniaco genera principalmente irritación de las

membranas mucosas de los ojos y del sistema respiratorio, lo que propicia aumento en la susceptibilidad a las enfermedades respiratorias. Debido a lo anterior, las emisiones de este gas se han convertido en una creciente preocupación, tanto para los productores como para los organismos ambientales reguladores y el público en general (SEMARNAT, 2013).

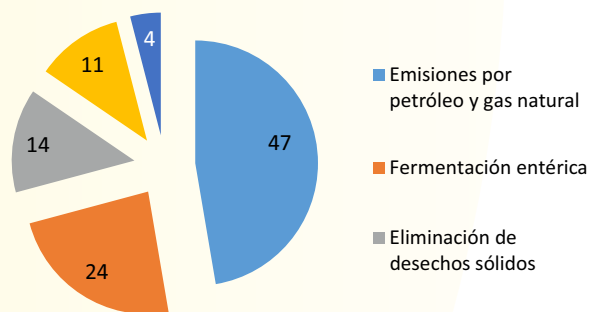


Figura 2. Porcentaje de emisiones de metano por sector (SEMARNAT, 2013).

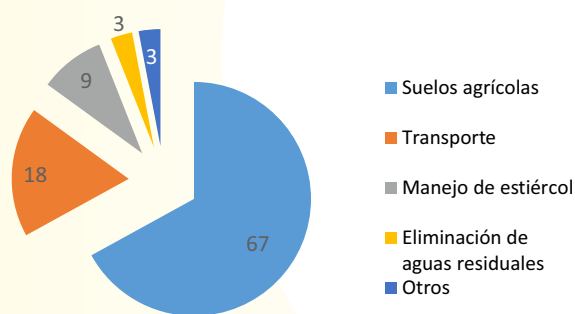


Figura 3. Porcentaje de emisiones de óxido nitroso por sector (SEMARNAT, 2010).

Efecto del amoníaco en las aves de engorda

El NH₃ es un gas muy común en las explotaciones avícolas, producido en los pisos de cama debido a la descomposición microbiana de sustancias nitrogenadas presentes en las heces. En el hígado del pollo se produce ácido úrico que al ser excretado, es degradado por las poblaciones de microorga-

Daño en el sistema respiratorio. Las aves poseen en sus vías respiratorias pequeños cilios que funcionan como una barrera natural ante algunos agentes patógenos y los elimina en conjunto con las secreciones mucosas. De acuerdo con Nagaraja (1992), la exposición al amoníaco inhalado es absorbida por las mucosas produciéndose hidróxido amonio (NH₄OH), lo que

puede producir congestión pulmonar, edemas y hemorragias a partir de las exposiciones superiores a 20 mg kg⁻¹. En los animales expuestos a niveles de 75 a 100 mg kg⁻¹ se han presentado alteraciones en las estructuras pulmonares y reducción en el ritmo de respiración hasta en 24%.

Disminución en la conversión alimenticia. La conversión alimenticia es sin duda, uno de los factores más importante que determina la productividad avícola. Miles *et al.* (2004) observaron que pollos de engorda expuestos a concentraciones de

amoníaco mayores a 25 mg kg⁻¹ durante el crecimiento tienen pesos finales a las siete semanas de edad, 2% a 9% menores, comparados con los pollos criados en ambientes donde la concentración de este gas es mínimo (Cuadro 2).

Concentración (mg kg ⁻¹)	Efectos
10-20	Bloqueo de cilios pulmonares por excesiva secreción mucosa, cuando existen periodos prolongados de exposición.
20-25	Aumento en la susceptibilidad del virus de Newcastle y aerosaculitis. Congestión, edemas y hemorragias pulmonares. Este es el máximo nivel tolerable para largos periodos de exposición.
30-40	Reducción de crecimiento y deficiente índice de conversión.
50-60	Reducción en el crecimiento (3 al 6%), bajo índice de conversión, presentan bajos efectos en la puesta, irritación ocular y lesiones en sistema respiratorio.
70-80	Efectos depresores en puesta, retraso de madurez sexual y reducción de consumo de alimento.
100	Drástica reducción de ritmo respiratorio, consumo de alimento y crecimiento, efectos indeterminados en calidad del huevo. En caso de larga exposición (2 meses), se produce reducción significativa en la puesta.
200	Reducción del 20-25% en el crecimiento, aparición de lesiones pulmonares en pocos días, reducción en la ingesta de alimento y crecimiento, reducción de la puesta en mediano plazo.

Fuente: (Nagaraja, 1992).

nismos a través de una serie de reacciones que generan la enzima ureasa, sin embargo, al hidrolizarse se convierte en amoníaco y dióxido de carbono $[(\text{NH}_2)_2\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{NH}_3]$. Dependiendo de la concentración de amoníaco, este gas puede afectar negativamente a los animales en la ingesta de alimentos y provocar daños en el sistema respiratorio y visual, disminuyendo así la eficiencia de conversión de alimento y la tasa de crecimiento.

Daño ocular. Debido a que el amoníaco es un gas soluble provoca irritación en los tejidos al hacer contacto con los líquidos de la mucosidad ocular, lo cual conduce a enfermedades de consideración y en algunos casos irreversibles. Este gas también provoca uveítis (inflamación de la capa intermedia situada entre la esclerótica y la retina), la cual disminuye la agudeza visual, ocasiona dolor y fotofobia (Miles *et al.*, 2006a; Olanrewaju *et al.*, 2007).

Cuadro 2. Respuesta a diferentes concentraciones de NH₃ atmosféricas de pollos de engorda.

NH ₃ (mg kg ⁻¹)	Peso corporal	Decremento en peso		Mortalidad (%)
		(g)	(%)	
4 semanas				
0	1,421 ^a			
25	1,395 ^a	26	2	
50	1,178 ^b	243	17	
75	1,128 ^b	293	21	
7 semanas				
0	3,211 ^a			5.8 ^{ab}
25	3,202 ^a	9	0.3	2.8 ^a
50	3,004 ^b	207	6.9	10.6 ^{bc}
75	2,920 ^b	291	9	13.9 ^c

Letras diferentes en la misma columna son significativamente diferentes (P≤0.05). Fuente: Modificado de Miles *et al.*, 2004.

El Cuadro 3 muestra el impacto económico cuando la concentración es superior a las 75 mg kg⁻¹ de amoníaco dentro de las naves de engorda, tomando en cuenta el decremento en peso y los datos ofrecidos por el Sistema servicios a la comercialización y desarrollo de mercados agropecuarios (ASERCA, 2014) para el estado de Veracruz.

Tratamientos comúnmente usados para minimizar las emisiones de NH₃

En la actualidad existen varios productos comerciales con diferentes formas de acción y origen que pueden usarse como auxiliares en el control de la emisión de amoníaco, tales como enzimas que bloquean el desdoblamiento del ácido úrico en amoníaco u otras que adsorben el amoníaco, evitando que este se volatilice, bacterias que compiten con aquellas que producen el gas, y agentes osmóticos, entre otros (Turner, 2008). La complejidad en el uso de estos productos radica en el aumento de los costos de producción, razón por la cual las buenas prácticas de manejo resultan ser las más eficientes. Se ha demostrado que los productos a base de *Yucca schidigera* (Micro-Aid[®]) son muy eficaces para disminuir hasta 60% el nivel de amoníaco en las casetas, justificando no solo su inclusión en los alimentos por el hecho de bajar la emisión de amoníaco, sino por reducir la conversión de alimento hasta en 3%.

Buenas prácticas de manejo para el bienestar animal

Control de pH y humedad relativa. El pH ha resultado un indicador en los niveles de amoníaco emitidos, ya que a niveles ácidos la actividad bacteriana de la ureasa se inhibe. Los acidificantes más comúnmente

Cuadro 3. Cuantificación de pérdidas monetarias a concentraciones de amoníaco superiores a 75 ppm.

Aves de producción por nave	Ganancias con control adecuado de NH ₃ (\$)	Ganancias sin control adecuado de NH ₃ (\$)	Pérdida monetaria (\$)
10,000	884,400.00	804,440.00	79,560.00
20,000	1 768,000.00	1 608,880.00	159,120.00
40,000	3 536,000.00	3 217,760.00	318,240.00

Precio promedio aproximado \$ 34.00 por kilogramo de carne. Peso promedio en pie 2.6 kg por ave (ASERCA, 2014).

usados son formaldehído, bisulfato de sodio, sulfato de aluminio, sulfato de hierro, ácido fosfórico y una combinación de arcilla con ácido sulfúrico (Turner, 2008; Miles *et al.*, 2013). Es importante aplicarlos antes de la llegada de las parvadas a las naves de engorda, así como tomar precauciones tanto para el personal como con los equipos al momento de su aplicación, ya que son agentes corrosivos. La humedad al interior de las naves de producción tiene una relación directa con la volatilización de amoníaco. Un alto contenido de humedad facilita la absorción del amoníaco en las partículas de polvo, por lo que se recomienda conservar una humedad relativa (HR) en un rango de 50% a 70% (Bilgili *et al.*, 2011).

Ventilación. El microclima contenido dentro de la nave debe ser renovado periódicamente para disminuir las concentraciones de gases nocivos (Miles *et al.*, 2006b) y agentes patógenos que puedan afectar la salud y ganancia de peso diario. Esta práctica incide en la concentración de amoníaco no solo por el barrido de éste al exterior, sino también por una estabilidad de otros factores que la promueven (temperatura y humedad del aire). En climas fríos esta práctica disminuye para evitar la pérdida de calor, provocando así un desequilibrio en la concentración de amoníaco, lo cual puede ser perjudicial en las aves (Al Homidan *et al.*, 2003). La guía de mejores técnicas disponibles para el sector de explotaciones intensivas de aves de la comunidad de Valencia (ICTA, 2011) hace mención a los siguientes tipos de estabulación para la cría de pollos de engorda: a) sistema de corral con suelo perforado y secado por aire, b) sistema con niveles, con suelo flotante y desecación forzada y c) sistemas con jaulas, con niveles, con laterales extraíbles y desecación forzada de la gallinaza, siendo este el más eficiente. Las reducciones reportadas varían entre 60% y 94% de las emisiones de amoníaco.

Control de la temperatura dentro de las naves. La temperatura es muy importante en la crianza de pollos de engorda, principalmente en las etapas tempranas donde la temperatura ambiente debe ser por mínima 28 °C. Con el aumento en la temperatura del microambiente se incrementa la actividad microbiana y facilita la volatilización del NH₃ a través del material de la cama, lo que conlleva a una mala calidad del aire, a la cual son susceptibles las aves debido a que también aumenta la frecuencia respiratoria de estas, facilitando así su inhalación. Esto se puede controlar mediante superficies pequeñas, por lo que en sistemas comerciales a gran escala los pollitos son alojados en una sección de la nave, ayudando así a la conservación del calor. En las naves ubicadas en climas tropicales o calurosos es necesario un aislante

que reduzca la penetración del calor del sol sobre la techumbre del mismo, aunque muchas veces aumenta el costo de producción, razón por la cual se sugiere el uso de material vegetal (hojas, ramas u hojas compuestas de las palmas). En los climas fríos se recomienda el uso de techos falsos para reducir la pérdida de calor dentro de las instalaciones (Glatz, 2012).

Reúso de las camas y hacinamiento. La mayoría del nitrógeno perdido vía emisión de amoníaco se da durante su almacenamiento en las camas (Lima *et al.*, 2011). Wheeler *et al.* (2006) documentaron tasas de emisión de este gas en dos condiciones (nueva y de reúso) y diferente densidad de población (aves m^{-2}) durante un periodo de 42 días de crianza, en el cual se sugiere que el uso de la nueva cama para cada parvada recién alojada redujo significativamente las emisiones de amoníaco.

Uso de saponinas en la alimentación animal. Actualmente se realizan investigaciones para buscar productos con potencial nutritivo y que además promuevan la eficiencia del uso de proteína cruda; caso particular son los extractos de la yuca (*Manihot esculenta* Crantz), cuyo tubérculo rico en aporte energético, es secado y pulverizado para extraer saponinas utilizadas en algunos lugares como promotor de crecimiento en pollos y terneras (Buitrago, A. 2001; Valdiviét *et al.*, 2008), mismas que al ser añadidas a la alimentación pasan a través de su tracto digestivo sin ser absorbidas. Al ser excretadas, el amoníaco y otros compuestos que producen olores quedan atrapados.

Extracto de *Yucca schidigera*. Es una planta de la familia *Agavaceae*, endémica de los desiertos de Mojave y Sonora; se distribuye principalmente en los estados de Nevada, Arizona y Baja California. Las saponinas extraídas de los tallos de esta especie han sido usados en producciones pecuarias para reducir malos olores y emisiones de amoníaco (Espinoza *et al.*, 2008), indicando que la adición de este agave a la dieta en la engorda disminuyen significativamente las concentraciones de amoníaco, además de reducir también la materia fecal seca sin afectar el rendimiento del ave. Otros autores han documentado disminuciones de 45% a 77% respecto a grupos de control (Roldán y Rodríguez, 2013).

CONCLUSIÓN

En México es esencial investigar sobre la emisión de amoníaco proveniente de las explotaciones avícolas y su impacto no solo en aves, sino también en la salud

humana, la vegetación natural y cuerpos de agua que son el destino final donde se deposita el amoníaco. Las buenas prácticas de manejo comúnmente reflejadas en el bienestar animal son determinantes para atenuar las emisiones de NH_3 y reducir las pérdidas por mortandad, enfermedades, baja asimilación de nutrientes y costos que de ello se derivan.

LITERATURA CITADA

- Al Homidan A., Robertson J.F., Petchey A.M. 2003. Effect of ammonia and dust concentrations on broiler performance. *World's Poultry Science Journal*, 59 p.
- Aneja V.P., Schlesinger W.H., Erisman J.W. 2009. Effects of agriculture upon the air quality and climate: Research, Policy and regulations. *Environmental science and technology* 43 (12):4234-4240.
- ASERCA. 2014. Pollo entero. <http://acerca.gob.mx/comercializacion/PYP/avicolas/paginas/Avicolas-Pollo.aspx>(accesed101614).
- Bilgili S.F., Hess J.B., Donald J., Fancher B. 2011. Consideraciones prácticas para reducir el riesgo de pododermatitis. *Aviagen Brief*.
- Buitrago A. J. 2001. La yuca en la alimentación avícola. Cuadernos avícolas. Consorcio latinoamericano y del caribe de apoyo a la investigación y al desarrollo de la yuca, Clayuca, Bogotá, Colombia.
- EPA U.S. 2014. Inventory of U.S. Greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2012. 2014 edn. Environmental Protection Agency.
- Espinoza M. V., García C. A.C., Herrera H. J.G., Álvarez M.A.G., Estrada B.S.G., Meza C.M. 2008. Effects of *Yucca schidigera* Extract on Biochemical and Hematological Profiles of Growing and Fattening Pigs. *Revista científica, FCV-LUZ*, vol XVIII.
- Fabbri C., Valli L., Guarino M., Costa A., Mazzotta V. 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Biosystems Engineering* 97 (4):441-455. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.036>.
- Glatz P. 2012. Alojamiento y manejo de las aves de corral en los países en desarrollo. *In: Revisión del desarrollo avícola. Organización de las naciones unidas para la alimentación y agricultura, Roma, Italia*, pp 25-46.
- ICTA UPV. 2011. Guía de mejores técnicas disponibles para el sector de explotaciones intensivas de aves en la comunidad valenciana. Primera edición edn. Centro de Tecnologías Limpias, C.T.L.
- IPCC. 2001. Synthesis report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate change 2001. Cambridge university press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA*.
- Lima K., Moura D.J., Carvalho T.M.R., Bueno L.G., Vircellino R.A. 2011. Ammonia emissions in tunnel-ventilated broiler houses. *brasilian journal of pultry science* 13 (4):265-270.
- Lon-Wo E. 2003. La producción avícola y la contaminación ambiental. Paper presented at the La nutrición y la fisiología digestiva en en la producción de animales monogástricos y su impacto ambiental, Mérida, Yucatán, México.
- Miles D.M., Branton S.L., Lott B.D. 2004. Atmospheric ammonia is detrimental to the performance of modern commercial broilers. *Poultry science* 83:1650-1654.

- Miles D.M., Brooks J.P., McLaughlin M.R., Rowe D.E. 2013. Broiler litter ammonia emissions near sidewalls, feeders, and waterers. *Poultry science* 92:1693-1698.
- Miles D.M., Miller W.W., Branton S.L., Maslin W.R., Lott B.D. 2006a. Ocular responses to ammonia in broiler chickens. *Avian Diseases* 50 (1):45-49
- Miles D.M., Owens P.R., Rowe D.E. 2006b. Spatial variability of litter gaseous flux within a commercial broiler house: ammonia, nitrous oxide, carbon dioxide and methane. *Poultry science* 85 (2):167-172.
- Nagaraja K.V. 1992. El control del amoniaco en los gallineros. *Selecciones avícolas*, vol 35. Real Escuela de Avicultura, España.
- Olanrewaju H.A., Miller W.W., Maslin W.R., Thaxton J.P., Dozier W.A., Purswell J., S.L. B. 2007. Interactive effects of ammonia and light intensity on ocular, fear and leg health in broiler chickens. *Poultry Science* 6 (10):762-769
- Roldán L.P., Rodríguez G.L. 2013. Evaluaciones del uso de productos con extracto de *Yucca schidigera* para el control del amoniaco en explotaciones avícolas. Plumazos. Asociación colombiana de médicos veterinarios y zootecnistas especialistas en avicultura. AMEVEA, Colombia.
- SEMARNAT. 2013. IV Inventario nacional de emisiones de GEI. Instituto Nacional de ecología y cambio climático INECC.
- SIAP. 2013. Atlas agroalimentario. Primera edición edn., México, Distrito Federal
- STPS. 2014. Norma Oficial mexicana NOM-010-STPS-2014, Agentes químicoss contaminantes del ambiente laboral-Reconocimiento, evaluación y control. Diario oficial de la federación, México.
- Turner B.J. 2008. Manejo y reuso de cama - Tratamiento para prevención de enfermedades. Tech notes. AVIAGEN, Hustville, Alabama, USA.
- UNA. 2014. Indicadores económicos. Indicadores económicos del sector avícola 2014. Unión nacional de avicultores, México, D.F.
- UNAM. 2014. Hoja de seguridad 18: Amoniaco. Hojas de seguridad. Protección civil, México, Distrito Federal.
- Valdivié M., Rodríguez B., Bermnal H. 2008. Alimentación de aves, cerdos y conejos con raíz de yuca (*Manihot sculenta* crantz). *Asociación cubana de producción animal* 2:45-47.
- Wheeler E.F., Casey K.D., Gates R.S., Xin H., Zajaczkowski J.L. 2006. Ammonia emissions from twelve U.S.A. broiler chicken houses. *American society of agricultural and biological engineers* 49 (5):1495-1512.



EMISIÓN DE AMONIACO DURANTE LOS PROCESOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE: ASPECTOS PRÁCTICOS Y APLICADOS

AMMONIA EMISSION DURING COMPOSTING AND VERMICOMPOSTING PROCESSES: PRACTICAL AND APPLIED ASPECTS

Velasco-Velasco, J.^{1*}; Ferrera-Cerrato, R.²; Almaraz-Suárez, J.J.²; Parkinson, R.³

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Córdoba, Carretera Córdoba-Veracruz km 348, Congregación Manuel León, Amatlán de los Reyes, Veracruz, México. C.P. 94946. ²Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México. México. C.P. 56230. ³School of Biological Sciences, University of Plymouth, Drake Circus, Plymouth. PL4 8AA. United Kingdom.

***Autor responsable:** joel42ts@colpos.mx

RESUMEN

Compostaje y vermicompostaje son alternativas viables para el tratamiento y manejo de distintos desechos orgánicos provenientes de actividades agropecuarias y agroindustriales. No obstante, durante ambos procesos existe emisión de gases, algunos de efecto invernadero como el metano, óxido nitroso y bióxido de carbono, y otros como el amoniaco, el cual no es considerado como gas de efecto invernadero, pero es precursor del óxido nitroso. Se estima que la pérdida de N durante el proceso de compostaje va de 4 a 60% con respecto al N inicial y ocurre principalmente a través de volatilización de NH₃. Esto depende principalmente del método de compostaje y de los factores, tales como relación C:N, contenido de agua, aireación y pH. En el vermicompostaje se mencionan rangos de 8 a 15% de pérdidas por volatilización de amoniaco con respecto al nitrógeno total inicial.

Palabras clave: contaminación, volatilización, manejo de desechos.

ABSTRACT

Composting and vermicomposting are viable alternatives for the treatment and management of different organic wastes from agricultural/livestock and agroindustrial activities. However, during both processes there are gas emissions, some with greenhouse effect like methane, nitrous oxide, and carbon dioxide; and others like ammonia, which is not considered as a greenhouse gas, but is precursor of nitrous oxide. The loss of nitrogen (N) during the composting process is estimated to be from 4 % to 60 % with regards to the initial N through the volatilization of NH₃. This depends primarily on the composting method and on the carbon:nitrogen (C:N) relation, water content, aeration, and pH, while vermicomposting shows ranges of 8 % to 15 % of losses from ammonia volatilization with regards to total initial nitrogen.

Keywords: contamination, volatilization, waste management.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto, 2016. pp: 45-51.

Recibido: julio, 2015. **Aceptado:** abril, 2016.

INTRODUCCIÓN

El compostaje es un proceso biológico donde los microorganismos degradan la materia orgánica, transformándola en materiales estables de alto interés agrícola como el compost. Durante este proceso se emiten dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), amoníaco (NH_3) y óxido nitroso (N_2O) en distintas proporciones, dependiendo de diversos factores. El CO_2 es el principal producto del metabolismo microbiano que degrada la materia orgánica y es un indicador muy utilizado por los investigadores para estudiar la estabilidad o madurez del compost (menor tasa de emisión representa menor actividad biológica y viceversa). Sin embargo, este CO_2 de origen biológico no es considerado como gas de efecto invernadero. El CH_4 se produce durante la degradación de la materia orgánica en ambientes de bajo contenido de oxígeno o anaerobiosis. Aunque el compostaje es un proceso aerobio, suele ser común que se generen zonas de anoxia en las pilas de compostaje, sobre todo en la parte más profunda de las pilas (hay poca difusión del oxígeno). Para el caso del N_2O , aunque se conocen varios procesos (e.g. desnitrificación) el principal responsable de la emisión del N_2O durante el compostaje es la nitrificación, es decir, la transformación del amonio disponible en los materiales orgánicos, o que es producto de la mineralización del nitrógeno orgánico a nitrato (un proceso muy importante que limita el potencial agronómico de las compostas obtenidas). El amoníaco es un compuesto nitrogenado gaseoso que se produce en mayores cantidades que el óxido nitroso durante el compostaje, esto debido a que los factores de este último, tales como aireación, pH alcalino y contenido de agua de alrededor de 60%, favorecen la emisión de NH_3 (Sánchez-Monedero *et al.*, 2010). La necesidad e importancia de difundir información sobre la volatilización de amoníaco en los procesos de compostaje y vermicompostaje obedece no solo al bajo aprovechamiento de compuestos nitrogenados durante estos procesos (que puede representar una vía importante de pérdida y emisión de nitrógeno a la atmósfera), sino también porque entender mejor los procesos en los que se pierde el nitrógeno y las estrategias y mecanismos para minimizar dichas pérdidas son puntos clave para hacer más eficiente el uso de este elemento durante dichos procesos y contribuir a la reducción de emisión de amoníaco provenientes de actividades agropecuarias. Se estima que se emite mayor cantidad de nitrógeno vía volatilización de amoníaco durante el compostaje, que en las emisiones de este mismo compuesto durante el vermicompostaje. Tam y Tiquia (1999) reportaron que del total de compuestos nitrogenados que se pierden durante el compostaje, 98% corresponde a volatilización de amoníaco (NH_3), mientras que el restante 2% es a través de óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno molecular (N_2). El objetivo de este trabajo es dar a conocer la importancia del amoníaco y presentar datos actuales sobre su dinámica y efecto en la productividad de los sistemas agrícolas, y su contribución a la contaminación ambiental.

Emisión de amoníaco proveniente de actividades agropecuarias

La emisión de amoníaco a la atmósfera proviene principalmente de la agricultura y la ganadería. Para 2012 la plataforma de monitoreo e inventario de amoníaco en el Reino Unido registró que la agricultura contribuye con 82% de las emisiones de amoníaco a la atmósfera, mientras que 18% restante

es emitido por otras fuentes en ese país. En los Estados Unidos se menciona que la agricultura contribuye con 82%; de este total, la ganadería es responsable de 60% a 80% y el resto de la fertilización a cultivos (USEPA, 2005). En la ganadería las especies que contribuyen con mayor porcentaje son los bovinos, seguidos de cerdos, aves y otros animales. Misselbrook *et al.* (2005) mencionan que del total de nitrógeno consumido por el ganado lechero, solo un tercio es aprovechado a través de la leche y dos tercios de N son excretados como estiércol y orina. Una de las principales formas de nitrógeno gaseoso producido por los estiércoles es el amoníaco (NH_3), el cual afecta no solo desde la perspectiva de productividad de los sistemas de explotación pecuarios, sino también desde una perspectiva ambiental, ya que los compuestos nitrogenados, como el amoníaco, son depositados nuevamente en el suelo, en un radio de 100 km a la redonda de donde se originan. Durante el compostaje y vermicompostaje las cantidades de nitrógeno emitidas a la atmósfera vía volatilización de amoníaco son minúsculas, sin embargo, es esencial mejorar estos procesos ya que constituyen una alternativa para el manejo de estiércoles y de esta forma reducir emisiones de este gas mediante su manejo a través de compostaje y vermicompostaje.

Definición de compostaje y vermicompostaje

Tradicionalmente, el compostaje es un proceso termofílico para estabilizar biológicamente materiales orgánicos. Se acelera su descomposición mediante la mezcla, el apilado y la manipulación de los factores, tales como contenido de agua, pH, temperatura y relación carbono

nitrógeno de los materiales. Al final de 90 días se obtiene un material, diferente a los iniciales, de color oscuro, friable, biológicamente estable y sin olor desagradable. Los contenidos nutrimentales pueden contribuir al mejoramiento de los suelos y nutrición de las plantas (Brady y Weil, 2002). El vermicompostaje es un proceso en el cual el material orgánico es fragmentado a partículas más finas por acción de lombrices (*Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* y *Dendrobaena veneta*) de hábitos alimenticios de materia orgánica (Edwards y Bater, 1992). Mediante el control de ciertos factores como temperatura, contenido de agua, pH y relación carbono:nitrógeno (C:N), la tasa de descomposición de este proceso se puede acelerar de manera significativa y así obtener un material de mayor calidad y en menor tiempo. En el Cuadro 1 se pueden observar los rangos óptimos para un adecuado proceso de compostaje y vermicompostaje.

Durante el proceso de compostaje, el material requiere de volteos frecuentes con la finalidad de mantener el contenido de aire

suficiente para un óptimo crecimiento de los microorganismos aerobios. Esta actividad involucra equipo pesado y caro, dependiendo de los volúmenes de las pilas de compostaje, además de que

las lombrices requieren de condiciones aerobias para su desarrollo, de esta forma; ligar ambos procesos: compostaje y vermicompostaje, puede ser una alternativa para descomponer los materiales orgánicos y reducir el uso de maquinaria y equipo pesado y caro durante el compostaje. Es claro que esto se podría realizar dependiendo de los volúmenes de los materiales orgánicos en manejo. A pesar de las ventajas del vermicompostaje, la mayor desventaja es la temperatura (<35 °C), a la cual se deben mantener las pilas de material para no afectar a la lombriz, lo que limita el manejo de grandes volúmenes de residuos orgánicos y se corre el riesgo de una inadecuada sanidad de los materiales. Sin embargo, durante el compostaje las temperaturas generalmente sobrepasan 45 °C durante más de cinco días, con lo cual se asegura la eliminación de agentes patógenos de los materiales de acuerdo con regulaciones propuestas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA,

por sus siglas en inglés) para un óptimo compostaje. Esta normativa considera como inocua una composta cuando esta ha alcanzado temperaturas de 45 °C por al menos cinco días durante la etapa termofílica o, en su caso, 60 °C durante tres días.

Combinación del compostaje y vermicompostaje para acelerar descomposición

Con la finalidad de lograr exitosamente la completa sanidad de los materiales se sugiere una combinación de ambos procesos (compostaje y vermicompostaje) (Frederickson *et al.*, 1997). La máxima eficiencia durante el vermicompostaje puede asegurarse si se establece una etapa de pre-compostaje o compostaje en un corto tiempo. Este periodo podría depender de los materiales en tratamiento (90 a 120 días). Con este tiempo se estaría asegurando que todo el material pase por una etapa plena de sanitización. De acuerdo con Ndegwa y Thompson (2001), el precompostaje seguido de vermicompostaje eliminó la totalidad de patógenos y resultó

mejor que el vermicompostaje seguido del compostaje. Velasco-Velasco *et al.* (2004) reportaron reducción total de poblaciones de coliformes después de 100 días de terminados ambos procesos.

Cuadro 1. Rangos de factores recomendados para los procesos de compostaje y vermicompostaje.

Característica	Rangos recomendados para una óptima actividad	
	Compostaje	Vermicompostaje
pH	6.5 - 8.0	5.5 - 8.0
Contenido de agua (%)	50 - 65	70 - 80
Relación C:N	20 - 30:1	20 - 30:1
Temperatura (°C)	45 - 80	20 - 30

Fuente: (Edwards y Bater, 1992; Rynk *et al.*, 1992).

Factores clave que intervienen en la volatilización de amoníaco

Los factores clave que intervienen en la emisión de amoníaco durante el compostaje son: contenido de nitrógeno amoniacal (NH₃ y NH₄ en solución), pH, temperatura, contenido de agua en el material, tasa de aireación y relación C:N (Tiquia y Tam, 2000; Van der Stelt *et al.*, 2007).

Contenido de agua en el material: El contenido de agua varía ligeramente; dependiendo del material orgánico, de manera general, se recomienda entre 60% y 70%. Al exceder esta porcentaje, el O₂ es desplazado y el proceso se vuelve anaeróbico (Bernal *et al.*, 2009). En el caso del vermicompostaje uno de los factores que influye fuertemente en la supervivencia y reproducción de la lombriz es el contenido de agua en el sustrato, el cual debe ser de aproximadamente 80%.

Contenido de nitrógeno amoniacal en la pila de compostaje y vermicompostaje (NH_3 y NH_4 en solución). El equilibrio $\text{NH}_3 \rightleftharpoons \text{NH}_4^+$ en la pila de compostaje es afectado por el pH y la temperatura (Szántó *et al.*, 2007). Los aditivos para amortiguar pH durante el compostaje puede ser una alternativa para minimizar las emisiones de amoníaco (Kuroda *et al.*, 2004; Liang *et al.*, 2004). Sin embargo, en la práctica es complicado regular el pH en las pilas de compostaje, por lo que la mezcla de varios residuos es la práctica más recomendada y utilizada para amortiguar el pH de los materiales.

Temperatura. La temperatura afecta directamente la emisión de amoníaco (Pagans *et al.*, 2006), aunque es recomendable mantener una temperatura >45 °C durante cinco días para eliminar poblaciones de patógenos de manera efectiva. Las condiciones recomendables oscilan entre los 40 °C y 65 °C, siendo 55 °C y 60 °C un rango preferible (Rynk *et al.*, 1988). Durante el compostaje, el efecto de las prácticas de manejo, tales como adición de materiales carbonados como pajas de cereales, aireación y humedad en condiciones de campo, deben ser manejadas cuidadosamente para evitar altas pérdidas de compuestos nitrogenados vía emisión de amoníaco. Cuando se combina el compostaje con el vermicompostaje es importante acortar el tiempo de compostaje termofílico al máximo y promover la colonización temprana de lombrices para acelerar el proceso de descomposición de los materiales.

Aireación. A mayor aireación de las pilas de compostaje, mayor es la pérdida de N por emisión de amoníaco (Parkinson *et al.*, 2004; Szántó

et al., 2007). El tamaño recomendable de la partícula es de 1-5 cm de largo y menor a 0.5 cm de diámetro. El tamaño de los residuos orgánicos tiene influencia en el proceso de compostaje y vermicompostaje, pues al reducir el tamaño de los materiales se acelera el proceso, permitiendo mayor área superficial para los microorganismos. Incluso, el NH_3 puede variar su tasa de volatilización dependiendo de la composición química y estructura física de la pila de estiércol (Velasco-Velasco *et al.*, 2011).

Relación C:N. Esta relación juega un papel clave en la reducción de la volatilización de amoníaco. Se asume que los microorganismos requieren de 15 a 30 partes de C por cada parte de N. En la práctica se recomienda una relación C:N de entre 15 a 30:1. Al reducir la relación C:N se genera un exceso de nitrógeno disponible y, por lo tanto, mayor pérdida vía emisión de amoníaco (Pagans *et al.*, 2006). Por tanto, la adición de materiales ricos en carbono para incrementar la relación C:N ha sido propuesta para fijar N en materiales como estiércol que presentan relaciones C:N menores a 15:1. Velasco-Velasco *et al.* (2011) emplearon una relación C:N de 20:1 y 26:1, utilizando paja de trigo y estiércol ovino, y encontraron que la relación 26:1 presentó menor emisión de amoníaco dentro de los primeros 15 días del proceso de compostaje comparado con el tratamiento, cuya relación C:N fue de 20:1.

Métodos para medir emisión de amoníaco

De acuerdo con Sommer *et al.* (2004), los métodos usados para cuantificar la emisión de amoníaco en las pilas de compostaje pueden

ser divididos en tres tipos principales: métodos de cámaras, medición en superficie y métodos micro-meteorológicos. De todos ellos, la cámara dinámica es la técnica más recomendable, y consiste en un túnel móvil de ventilación (puede ser micro-túnel de polietileno con una entrada y salida de aire controlado). Otros métodos para cuantificar emisión de amoníaco son las mediciones en superficie y los métodos micro-meteorológicos; sin embargo, presentan algunas desventajas como alta demanda de mano de obra y baja precisión en los resultados comparados con cámaras dinámicas (Sommer *et al.*, 2004).

Técnica de cámaras

Los métodos en cámara pueden ser divididos en cámaras estáticas o sistemas cerrados, donde la concentración de gas es monitoreada a través de un pequeño orificio. La cámara dinámica o sistema abierto es donde se genera un flujo de aire constante y éste pasa a través de la cámara. En general, los métodos en cámara han sido útiles y confiables para medir N_2O y CH_4 de superficies en campo y han sido útiles para medir N_2O , CH_4 y CO_2 durante el compostaje y en pilas estáticas de estiércol (Sommer *et al.*, 2004). Estas técnicas operan midiendo la concentración de amoníaco en el flujo de aire. Los flujos de aire de la atmósfera de la superficie de las cámaras estáticas y dinámicas son calculados usando las ecuaciones 1 y 2 respectivamente.

$$F_x = (v/a)(dX_g/dt) \quad (1)$$

$$F_x = v(X_g - X_b)/at \quad (2)$$

Donde v es el volumen del espacio libre en la cámara (ecuación 1)

o el flujo de aire (ecuación 2), a es el área de superficie cubierta, X es la concentración de gas (el subíndice g denota la concentración dentro de la cámara y b denota la concentración del exterior, y t es el tiempo de exposición).

Las técnicas en cámaras tienen la ventaja de ser sensibles a flujos relativamente pequeños y mecánicamente simples para operar. Denmead (1994) mostró que las técnicas en cámaras pueden ser dos veces más sensibles para medir el metano y óxido nitroso en las atmósferas de superficie comparado con los métodos micrometeorológicos. De ahí que las técnicas de cámaras tienen algunas desventajas; por ejemplo, el microclima que se genera dentro de la cámara no corresponde exactamente a las condiciones del exterior. Además, la temperatura y el contenido de agua de la superficie pueden incrementarse dentro de la cámara en relación con las mismas condiciones fuera de la cámara, razón por la que se pueden cometer errores con las mediciones en cámaras cuando se lleva a cabo la extrapolación a áreas más extensas. El desarrollo de cámaras fue hecho por Lockyer (1984), quien construyó un "túnel de aire miniatura" para estimar la volatilización de NH_3 en campo. Esta técnica fue modificada para medir emisión de NH_3 en pilas de estiércol almacenado (Chadwick, 2005) y en pilas de compostaje (Parkinson *et al.*, 2004). Una de las ventajas de esta técnica es que el flujo de aire que pasa a través de la cámara puede ser ajustada para simular la velocidad de aire ambiental y obtener resultados más cercanos a la realidad (Figura 1).

Pérdidas de nitrógeno vía volatilización de amoníaco (NH_3)

En países tropicales y subtropicales, como México, el vermicompostaje ha sido una tecnología útil para el ma-

nejo de residuos orgánicos y el reciclaje de nutrientes. De hecho, un número considerable de productores agrícolas, cuyo objetivo es reducir el uso de insumos fertilizantes de síntesis química, han implementado el vermicompostaje como un método eficiente para el manejo de estiércol y mejorar el reciclaje de nutrientes en sus sistemas de producción. En el vermicompostaje no solo el producto final como vermicompost para retornarlo al suelo es importante, sino que también las lombrices son una gran fuente de proteína para alimentar peces y aves (Santamaria-Romero *et al.*, 2001; Velasco-Velasco *et al.*, 2004). Así, el vermicompostaje ha adquirido mayor importancia como método para manejar residuos orgánicos, calidad y estabilidad del producto final, debido a

que el vermicompost es un material fino, friable, estructura granular y fácil de manipular y, además, aporta una extensa gama de nutrientes a las plantas. El compostaje puede afectar directamente las transformaciones de N durante el proceso de mineralización a través de la volatilización de amoníaco, nitrificación y desnitrificación y, de forma indirecta, el contenido de N en el producto final y,

por tanto, su calidad en términos fertilizantes (De Guardia *et al.*, 2008). Szántó *et al.* (2007) reportaron rangos de pérdida de N de entre 4% y 60% para nitrógeno total, mientras que para amoníaco menciona rangos de 3% a 75 % de pérdida con respecto al nitrógeno amoniacal inicial, atribuido a la volatilización de amoníaco como la principal forma de pérdida. Hasta la fecha, el estudio de los mecanismos para reducir las pérdidas de nitrógeno vía emisión de amoníaco durante el compostaje y el vermicompostaje es una excelente área de oportunidad para los investigadores. De esta forma se estaría contribuyendo con información que ayudará a utilizar más eficientemente el uso de nitrógeno y contribuirá a la reducción de la contaminación por compuestos nitrogenados en áreas de deposición de dichos compuestos.



Figura 1. Cámara dinámica para medir emisión de amoníaco en pilas de compostaje. Rothamsted research, North Wyke, Okehampton, Devon, Reino Unido. Fuente: Velasco-Velasco *et al.* (2011).

En la evaluación realizada a plantas de compostaje de residuos sólidos urbanos (RSU) se determinaron bajas concentraciones de amoníaco y no se detectó sulfuro de hidrógeno en ninguno de los sitios evaluados (Prieto, 2008). Sánchez-Monedero *et al.* (2010) observaron que durante el compostaje del subproducto del aceite de oliva la tasa de emisión de CO₂ fue similar a todas las pilas con independencia de su naturaleza, lo cual se relaciona directamente con la tasa de degradación de la materia orgánica, no siendo así para el caso de CH₄ y del N₂O que dependieron significativamente de la naturaleza de los residuos orgánicos mezclados con el subproducto del aceite de oliva.

El compostaje y la emisión de amoníaco

La pérdida de N gaseoso durante el proceso de compostaje es muy variable, ya que se afecta directamente la transformación de N durante la mineralización, volatilización de NH₃, nitrificación y desnitrificación. Efectos indirectos incluyen el contenido de nitrógeno en el producto final y, por tanto, su eficacia como fertilizante orgánico (Liang *et al.*, 2006). Investigaciones previas han reportado rangos de pérdida de N y emisión de NH₃ durante el proceso de descomposición aeróbico del estiércol. Por ejemplo, Szántó *et al.* (2007) reportan rangos de pérdida de N total de 4% a 60% y de 3% a 75% de nitrógeno inicial, como emisión de NH₃, principalmente. La cantidad de emisión de amoníaco durante el proceso de compostaje confirma que la volatilización de NH₃ ocurre dentro de las primeras tres semanas del proceso de

compostaje (Velasco-Velasco *et al.*, 2011). La emisión de amoníaco es de aproximadamente 98% del nitrógeno perdido en forma gaseosa durante el compostaje; el 2% remanente está emitido como N₂O y N₂ (Beck-Friis *et al.*, 2001). El Cuadro 2 muestra el acumulado de emisión de amoníaco durante un periodo de 28 días para el compostaje y 45 días de vermicompostaje, comparado con el contenido total inicial de la porción de estiércol.

Durante el vermicompostaje, a 22 °C y humedad de 70%, el sustrato fue favorecido en la volatilización de NH₃, tanto que esta última fue mayor en el proceso de compostaje que en vermicompostaje. Esto es probablemente porque durante este el contenido de agua cambió y la aireación en el material disminuyó. Otra posibilidad podría ser la disminución de temperatura por la adición de paja.

Estrategias y prácticas de manejo en el compostaje para reducir emisión de amoníaco

La dinámica del nitrógeno durante el compostaje se encuentra bien documentada. La transferencia del conocimiento generado de laboratorio y plantas piloto a condiciones de campo sigue siendo un desafío para los investigadores. Algunas estrategias de manejo, tales como regular la relación C:N en el sustrato, controlando la temperatura, el pH por medio de aditivos químicos, así como controlando la población microbiana durante el proceso de compostaje, pueden resultar determinantes para la aplicación de estos conocimientos, aunque algunas de ellas implican costos excesivos y, a la fecha, la estrategia más empleada ha sido el control de la relación C:N.

La estrategia más empleada ha sido el control de la relación C:N.

CONCLUSIÓN

La emisión de amoníaco durante el compostaje se calcula entre 45% y 56% con respecto al nitrógeno total inicial; mientras que en el vermicompostaje los porcentajes se reducen a un rango de entre 8% y 15%. Comparados con los de otras actividades como la ganadería, se pueden considerar bajos.

Cuadro 2. Acumulación de emisión de amoníaco en el proceso de compostaje y vermicompostaje.

Tratamiento	Contenido de agua (%)	N total inicial (kg t ⁻¹ de materia seca)	Emisión de N-NH ₃ (kg t ⁻¹ de materia seca)	N total inicial(%)
Compostaje				
CN20	73	20.2	11.5	56.8
CN26	68	16.4	7.5	45.7
Vermicompostaje				
CN20T15M70		27.5	2.5	9.1
CN26T15M70		24.4	1.9	7.8
CN20T22M70		27.5	4.3	15.6
CN26T22M70		24.4	2.6	10.7
CN20T15M80		27.5	2.4	8.7
CN26T15M80		24.4	2.5	10.2
CN20T22M80		27.5	2.4	8.7
CN26T22M80		24.4	2.4	9.8

CN indica 20 y 26:1 de relación C:N; T indica 15 °C - 22 °C; M indica 70% y 80% de contenido de agua.

Fuente: Velasco-Velasco *et al.* (2011).

Especial atención requiere la emisión de amoníaco en explotaciones de ganado bovino, porcino y aviar, las cuales son las que contribuyen de manera considerable a la volatilización de amoníaco y, en consecuencia, la deposición seca y húmeda de este compuesto en áreas de vegetación nativa y cuerpos de agua, así como sus consecuencias de acidificación de suelos y eutrofización.

LITERATURA CITADA

- Beck-Friis B., Smars s., Jonsson H., Kirchmann H. 2001. Gaseous emission of carbon dioxide, ammonia, and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 78:423-430.
- Bernal M., Alburquerque J., Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*. 100:5444-5453.
- Brady N.C., Weil R.R. 2002. The Nature and properties of soils. Prentice Hall, New Jersey.
- Chadwick D.R. 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effects of compaction and covering. *Atmospheric Environment*. 39:787-799.
- De Guardia A., Petiot C., Rogeau D., Druilhe C. 2008. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. *Waste Management*. 28:575-587.
- Denmead O.T. 1994. Measuring the fluxes of CH₄ and N₂O between agricultural systems and the atmosphere. In: CH₄ and N₂O: Global Emissions and Control from Rice Fields and Other Agricultural and Industrial Sources. K. Minami, A.R. Mosier, and R. Sass, editors. NIASES. 209-234.
- Edwards C.A., Bate J.E. 1992. The Use of Earthworms in Environmental-Management. *Soil Biology and Biochemistry*. 24:1683-1689.
- Frederickson J., Butt K.R., Morris R.M., Daniel C. 1997. Combining vermiculture with traditional green waste composting systems. *Soil Biology and Biochemistry*. 29:725-730.
- Kuroda K., Hanajima D., Fukumoto Y., Suzuki K., Kawamoto S., Shima J., Haga K. 2004. Isolation of thermophilic ammonium-tolerant bacterium and its application to reduce ammonia emission during composting of animal wastes. *Bioscience Biotechnology and Biochemistry*. 68:286-292.
- Liang Y., Leonard J.J., Feddes J.J., McGill W.B. 2004. A simulation model of ammonia volatilization in composting. *Transactions of the ASAE*. 47:1667-1680.
- Liang Y., Leonard J.J., Feddes J.J.R., McGill W.B. 2006. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. *Bioresource Technology*. 97:748-761.
- Lockyer D.R. 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilization. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 35:837-848.
- Misselbrook T.H., Powell J.M., Broderick G.A., Grabber J.H. 2005. Dietary Manipulation in Dairy Cattle: Laboratory Experiments to Assess the Influence on Ammonia Emissions. *Journal of Dairy Science*. 88:1765-1777.
- Ndegwa P.M., Thompson S.A. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology*. 76:107-112.
- Pagans E., Barrena E., Font X., Sánchez A. 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*. 62:1534-1542.
- Parkinson R., Gibbs P., Burchett S., Misselbrook T. 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*. 91:171-178.
- Prieto R.R. 2008. Evaluación de contaminantes químicos en plantas de recuperación y tratamiento de residuos sólidos urbanos. In: Higiene Industrial. Vol. Prevención de riesgos laborales. Sociedad de Prevención de FREMAP, Sevilla, España.
- Rynk R., Van de Kamp M., Wilson G.G., Singley M.E., Richard J.J., Hoitink H.A.J., Brinton W.F. 1988. In: On farm composting handbook. Rynk, R. (ed). Northeast Regional Agricultural Engineering Service. Cooperative extension. Ithaca, New.
- Sánchez-Monedero M., Serramiá N., Civantos C., Fernández-Hernández A., Roig A. 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere*. 81:18-25.
- Santamaria-Romero S., Ferrera-Cerrato R., Almaraz-Suarez J.J., Galvis-Spinola A., Barois-Boullard I. 2001. Dynamics and relationships among microorganisms, C-organic and N-total during composting and vermicomposting. *Agrociencia*. 35:377-384.
- Sommer S.G., McGinn S.M., Hao X., Larney F.F. 2004. Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure. *Atmospheric Environment*. 38:4643-4652.
- Szántó G.L., Hamelers H.V.M., Rulkens W.H, Veeken A.H.M. 2007. NH₄, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology*. 98:2659-2670.
- Tam N.F.Y., Tiquia S.M. 1999. Nitrogen transformation during co-composting of spent pig manure, sawdust litter and sludge under forced-aerated system. *Environmental Technology*. 20:259-267.
- Tiquia S.M., Tam N.F.Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution*. 110:535-541.
- USEPA. 2005. National emissions inventory, <http://www.epa.gov/ttn/chief/net2002inventory.html>, United States Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Van der Stelt B., Temminghoff E.J.M., Van Vliet P.C.J., Van Riemsdijk W.H. 2007. Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. *Bioresource Technology*. 98:3449-3455.
- Velasco-Velasco J., Figueroa-Sandoval B., Ferrera-Cerrato R., Trinidad-Santos A., Gallegos-Sánchez J. 2004. CO₂ and Microbial Population Dynamics in Manure and Straw Compost under Aeration. *Terra Latinoamericana*. 22:307-316.
- Velasco-Velasco J., Parkinson R., Kuri V. 2011. Ammonia emissions during vermicomposting of sheep manure. *Bioresource Technology*. 102:10959-10964.

IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL SUELO

IMPORTANCE OF ORGANIC MATTER IN THE SOIL

Trinidad-Santos, A.^{1*}; Velasco-Velasco, J.²

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, municipio de Texcoco, Estado de México, México. C. P. 56230. ²Colegio de Postgraduados *Campus* Córdoba. Carretera Córdoba-Veracruz km 348, Congregación Manuel León, municipio de Amatlán de los Reyes, Veracruz, México. C. P. 94961.

*Autor responsable: trinidad@colpos.mx

RESUMEN

Los suelos agrícolas en México son generalmente pobres en materia orgánica, con valores menores a 1%. Un suelo con 1.0% de materia orgánica solo aporta 17.4 kg de N por ha, mientras que uno que es rico en esta (4%) puede contribuir con hasta 69.6 kg de N por ha, calculado a partir de su porcentaje de mineralización anual de 1.5%, con un contenido de nitrógeno en la materia orgánica de 5.8% para un peso de suelo por hectárea de 2×10^6 kg en los primeros 15 cm de profundidad. Esto es un indicador de la importancia que tiene la materia orgánica en el suelo desde el punto de vista nutrimental, aunque no solo es importante como fuente de nutrimentos, sino también por ser un mejorador de las características físicas y almacén de energía para la vida microbiana del suelo. La única forma de mantener un buen contenido de materia orgánica en el suelo es mediante la adición de abonos orgánicos y residuos vegetales e industriales apropiados y transformados como compost y vermicompost.

Palabras clave: fertilidad, abonos, enmiendas orgánicas.

ABSTRACT

Agricultural soils in México are generally poor in organic matter (OM), with values lower than 1 % with estimated contributions of 17.4 kg of nitrogen (N) ha^{-1} , while a rich soil (4 %) can contribute up to 69.6 kg N ha^{-1} , calculated from its percentage of annual mineralization of 1.5 %, with an N content in organic matter of 5.8 % for a soil weight per hectare of 2×10^6 kg in the first 0-15 cm. This is an indicator of the importance that organic matter has in the soil to supply minerals and as improver of the physical characteristics and energy storage for microbial life. The only way of maintaining a good OM content in the soil is through the addition of organic fertilizers, and plant and industrial residues, suitable and transformed as compost and vermicompost.

Keywords: fertility, fertilizers, organic improvements.

INTRODUCCIÓN

En la agricultura se observa que la aplicación de abonos orgánicos, principalmente estiércoles, repercute de manera favorable en el rendimiento, y siempre han sido una alternativa de los agricultores para abonar cuando sube el precio de los fertilizantes, además de que los abonos orgánicos siguen siendo importantes en el uso y la sostenibilidad del recurso suelo bajo las condiciones en que se practica la agricultura tradicional. En general, los suelos agrícolas son pobres en materia orgánica, con porcentajes desde 0.07% en la zona del Plan Puebla, México, hasta 6% en Valles altos de Toluca, México; no obstante, se ha llegado a cuantificar 16% de materia orgánica en suelos de la Sierra Tarasca (Michoacán, México). El abono orgánico es un material de origen vegetal o animal de composición química variable, que en su proceso de mineralización aporta nutrientes para el desarrollo y rendimiento de los cultivos. La aplicación de abonos orgánicos tiene una potencialidad para aumentar los rendimientos de las cosechas mucho mayor que los fertilizantes químicos en cantidades equivalentes de nutrientes. Una prueba de esta potencialidad es el efecto de la aplicación de una enmienda orgánica contra un fertilizante químico en cantidades equivalentes de un nutriente (Figura 1) al trazar las curvas de respuesta del cultivo.

La mayor respuesta fue aplicando abono orgánico, además con fertilizante, los desbalances nutrimentales ocurren antes y se observan decrementos de rendimiento en la curva de respuesta, mientras que con el orgánico se amortiguan y no observan abatimientos drásticos en rendimiento (Avnimelech, 1986). Se podría señalar que esta es la parte más importante del uso de los abonos orgánicos en la producción de los cultivos, debido a que estos no solo aportan nutrientes, sino que también mejoran las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo que influyen en un mayor rendimiento del cultivo. El objetivo de este trabajo es presentar algunas ventajas de los abonos orgánicos aplicados al suelo y resultados de investigaciones realizadas empleando abonos orgánicos.

Clasificación de abonos orgánicos

Los abonos orgánicos se clasifican en turba, estiércoles, abonos verdes, residuos de las cosechas, residuos orgánicos industriales, desechos orgánicos urbanos, compost, vermicompost y bocashi, entre otros. De los estiércoles, en orden decreciente del valor nutrimental, se cita al de origen humano, gallinaza, porqueriza, caprino, ovino, bovino y equino. Dentro de los abonos verdes se incluyen las leguminosas y no leguminosas, que se incorporan al suelo en estado verde 30 a 45 días antes de la siembra de un cultivo. Entre los residuos de las cosechas se incluyen los rastrojos y pajas, que son subproductos de un cultivo. Existe gran número de residuos industriales que se pueden utilizar como abonos orgánicos después de su compostaje. Estos son pulpa de café, bagazo de caña de azúcar (*Saccharum* spp.), cáscara de cacao (*Theobroma cacao* L.), cascarilla de arroz (*Oryza sativa* L.), aserrín, cachaza y orujo de la uva (*Vitis vinífera* L.). Entre los desechos orgánicos urbanos se puede considerar las aguas negras, sedimentos y basuras exentos de radioactividad y elementos potencialmente tóxicos, y de contaminantes en general (Ruiz-Figueroa, 2009). Aun dentro del mismo tipo, los abonos

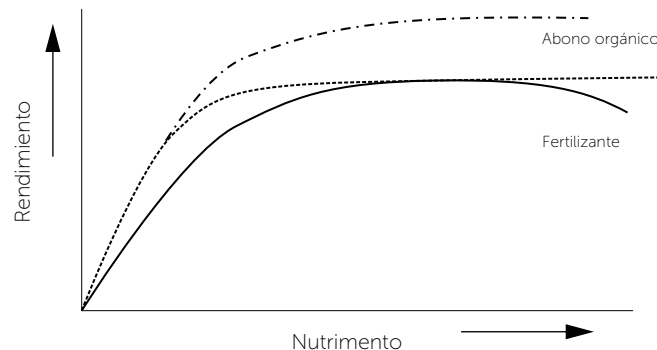


Figura 1. Rendimiento como respuesta a la aplicación del fertilizante químico y abono orgánico en cantidades equivalentes (Avnimelech, 1986).

orgánicos son muy variables en su composición química (Cuadro 1). Sin embargo, se puede apreciar que entre los tipos de abonos orgánicos existen diferencias, principalmente en el contenido de elementos esenciales. El contenido de nitrógeno en el estiércol vacuno varía de 1% a 3%, mientras que en el de gallinaza, de 2.5% a 5%, y se observa la misma tendencia con la concentración de otros nutrientes. En el caso de los compost y vermicompost, la concentración de los elementos esenciales dependerá mucho del manejo que se le haya dado durante el proceso de compostaje.

Los abonos orgánicos y la materia orgánica influyen fuertemente en las características físicas, químicas y biológicas del suelo. En la literatura se señala que el suelo es un cuerpo que está integrado por cuatro componentes principales: mineral (45%), orgánico (5%), líquido (agua 25%) y gaseoso (25%). Los porcentajes anteriores indican una composición hipotética ideal para el buen cre-

Cuadro 1. Composición química de estiércoles y lombricompost comunes para uso agrícola (valores con base a materia seca).

Determinación	Vacuno	Gallinaza	Porcino	Caprino	Lombricompost
Humedad (%)	28-45	5-55	30-50	-----	22
pH 1:2	7.5-8.6	7-7.8	6.8-7.5	7.3-7.8	7.2
Materia Orgánica (%)	25-30	25-35	----	----	40
Nitrógeno total (%)	1-3	2.5-5	3-5	3-4.5	2.5
Fósforo (P) (%)	0.2-1	1.0-3.5	0.5-1	0.4-0.8	0.8
Potasio (K) (%)	1-4	1.5-4	1-2	2-3	1.9
Calcio (Ca) (%)	1.5-5	2.7-8.8	----	----	8
Magnesio (Mg) (%)	0.4-1.2	0.5-1.5	0.08	0.2	1.5
Sodio (Na) (%)	0.3-3	0.3-2	0.05	0.05	----
Zinc total mg kg ⁻¹	130.5	516	----	----	600
Manganeso total (mg kg ⁻¹)	264	474	----	----	450
Hierro total mg kg ⁻¹	6354.1	4902	----	----	3800
Sales solubles (%)	3.2-9.1	4.2-8.3	1-2	1-2	----
Relación C/N	13-19	8-14	----	----	----
Cenizas (%)	38-72	15-42	----	----	----

Adaptado de: Castellanos, (1982); Donahue *et al.*, (1977); Villarroel, (1979).
Fuente: Trinidad-Santos (1987).

cimiento de las plantas. Un suelo sin materia orgánica carece de energía, buena estructuración, presencia de cargas negativas dependientes de pH y actividad microbiana, que juntos le imparten al suelo la dinámica de un proceso físico, químico y biológico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los abonos orgánicos tienen diferentes efectos benéficos en las propiedades físicas del suelo, mejoran la estructura, disminuye la densidad aparente, aumenta la porosidad, aireación e infiltración y retención de agua; disminuye el escurrimiento superficial del agua, aumenta la estabilidad de agregados y evita la erosión del suelo. Los datos del Cuadro 2 muestran el efecto de cuatro años de aplicación continua de estiércol vacuno en algunas características físicas del suelo (Unger y Stewart, 1974; Mathers y Stewart, 1980).

El Cuadro 2 muestra que la materia orgánica del suelo aumentó de

1.4% a 2.8% con la aplicación de 134 t año⁻¹ de estiércol vacuno fresco por hectárea durante cuatro años, lo que representa un incremento de 200%. En la retención de agua, las constantes de humedad en todos los casos fueron mayores con la aplicación de abono orgánico y lo mismo se observó con la estabilidad de agregados y conductividad hidráulica, la cual aumentó con la aplicación de estiércol, que podría tener un efecto negativo en el rendimiento de los cultivos si no se tiene

cuidado de controlar este parámetro, ya que los estiércoles de bovino normalmente contienen elevadas concentraciones de sales. Se infiere que incrementar la materia orgánica del suelo aumenta la fertilidad y la disponibilidad de casi todos los elementos esenciales para el desarrollo y rendimiento del cultivo.

Efectos en propiedades químicas del suelo

Al utilizar los abonos orgánicos en forma rutinaria en los suelos agrícolas aumenta el contenido de materia orgánica a mediano y largo plazo y, con ello, la disponibilidad de nutrientes. Esto es, las

plantas cuentan con mayor disponibilidad de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg y S) y micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn Ni, B, Mo y Cl), y registran mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC) mayor que los suelos pobres en materia orgánica si el contenido es mayor a 3%. En el Cuadro 3 se muestra también el efecto positivo que tiene la materia orgánica en la retención y disponibilidad del agua en el suelo. Tanto la CIC como la retención de agua están relacionados con los compo-

Cuadro 2. Efecto de cuatro años de aplicación de estiércol vacuno sobre algunas características físicas del suelo.

Características	Estiércol (t ha ⁻¹)		
	0	67	134
Saturación de agua (%)	32.4	36.7	41.0
Capacidad de campo (%)	28.0	29.2	30.3
Punto de marchitamiento (%)	18.2	18.7	19.5
Densidad aparente (g/cc)	1.4	1.3	1.2
Agregados hidroestables (%)	13.5	15.7	20.9
Conductividad hidráulica (mm/seg)	1.0	-	2.0
CE (dS/m a 25 °C)	0.01	1.2	2.6
Materia orgánica (%)	1.4	2.6	2.8

Fuente: Unger y Stewart, (1974); Mathers y Stewart, (1980).

Cuadro 3. Cambios en las características químicas del suelo por aplicación de gallinaza, vermicompost y estiércol bovino en árboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) 2010-2011.

Suelo	pH	CE (dS/m)	MO (%)	N total (%)	P Olsen (mg kg ⁻¹)
Sin abono orgánico	6.80	0.09	2.23	0.11	19.72
Con abono orgánico	7.10	0.15	4.86	0.24	55.78

Determinaciones con NH₄OAc 1N pH 7.

Suelo	K ⁺ (mg kg ⁻¹)	Ca ⁺² (mg kg ⁻¹)	Mg ⁺² (mg kg ⁻¹)	Na ⁺ (mg kg ⁻¹)	CIC (cmol kg ⁻¹)
Sin abono orgánico	245.80	3119.04	1341.79	170.00	40.69
Con abono orgánico	304.28	3674.97	1593.36	216.80	47.63

Determinaciones con Solución Extractora DTPA.

Suelo	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)
Sin abono orgánico	5.57	22.16	82.79	79.31
Con abono orgánico	8.98	35.17	71.04	92.15

Fuente: Datos experimentales (2009-2012).

nentes activos de la materia orgánica, como son los ácidos fúlvicos, húmicos y huminas, los cuales están saturados de radicales orgánicos que, con las ofertas de OH⁻ en el medio, reaccionan y generan cargas negativas que retienen los cationes y aumentan la capacidad de intercambio catiónico (Brady y Weil 2006). En un ensayo experimental sobre la aplicación de abonos orgánicos en la producción de guayaba (*Psidium guajava* Mill.) en la región oriente del estado de Michoacán, México, se tiene información sobre las características químicas del suelo testigo y del suelo tratado con niveles crecientes de aplicación de gallinaza, vermicompost y estiércol bovino durante dos años consecutivos. Los árboles de guayaba en el huerto están separados entre líneas y árboles a 5.5 m de distancia, y cada árbol representa una unidad de observación. Los tratamientos en cantidades correspondientes de cada uno de los abonos orgánicos se aplicaron en el cajete del árbol hasta la zona de goteo. A los dos años después de los tratamientos se hizo un muestreo de suelo fuera y dentro del cajete. Los resultados de análisis químicos de las muestras se presentan en el Cuadro 3.

Los resultados muestran que pH, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo y potasio aumentaron en el suelo al recibir como fertilizante los abonos orgánicos y se observaron los mismos cambios con calcio, magnesio, sodio, capacidad de intercambio de cationes y micronutrientes como cobre, zinc, manganeso y hierro. Estos resultados muestran la importancia que tienen los abonos orgánicos como mejoradores físicos, fuente de

nutrientes y energía para los microorganismos, que se refleja en la sostenibilidad del recurso suelo en la productividad de los cultivos.

Efectos en la biología del suelo

La adición de la materia orgánica al suelo favorece la proliferación de los microorganismos benéficos, como son las bacterias, hongos y actinomicetos. Estos microorganismos participan en los diferentes procesos de degradación de la materia orgánica, oxidación y reducción de nutrientes e inhibición de algunos patógenos del suelo.

Romero-Lima (1997) observó que los tubérculos de papa sin abono orgánico mostraban infecciones de *Rhizoctonia solani*, mientras que los tubérculos que no lo tenían estaban completamente sanos y exentos de este patógeno. En este mismo trabajo, Romero-Lima reportó que la gallinaza puede inhibir la incidencia de *Phytophthora cinamomi* y *Rhizoctonia solani* en papa y aguacate, el compost de lodos a *Rhizoctonia solani* en chícharo y algodón, el extracto líquido de compost a *Phytophthora infestans* en papa y tomate, el compost de corteza a *Rhizoctonia* sp en los cultivos en general y el vermicompost a *Phytophthora nicotianae*, *Fusarium oxysporum* y *Plasmidiophora brassicae* en tomate. Por otra parte, Pool-Novelo (1997) reportó la importancia de la aplicación de gallinaza sobre el incremento de hongos, bacterias y actinomicetos en un andisol, en los Altos de Chiapas. Con la aplicación de 10 t ha⁻¹ de gallinaza durante cuatro años la población de hongos se incrementó en 499%, comparado con el tratamiento testigo con 0 t ha⁻¹ de gallinaza, con el que las colonias de bacterias se incrementaron en 378% y los actinomicetos en 127% con respecto al testigo. Estos valores se pueden observar en el Cuadro 4.

Respuestas de los cultivos

Los cambios físicos, químicos y biológicos que ocurren en el suelo por la aplicación de los abonos orgánicos se manifiesta en un mejor desarrollo y rendimiento de la planta. En el proyecto "Generación y validación tecnológica para producción orgánica de guayaba" que se lleva a cabo en la región Oriente del estado de Michoacán

Cuadro 4. Aplicación de gallinaza en la población de hongos, actinomicetos y bacterias en un suelo andosol en Los Altos de Chiapas.

Gallinaza (t ha ⁻¹)	Hongos (10 ⁴ UFC g de suelo)	Actinomicetos (10 ⁴ UFC g de suelo)	Bacterias (10 ⁶ UFC g de suelo)
0 durante 4 años	53.97	7.75	103.0
10 durante 4 años	269.62	9.85	353.0

Adaptado de: Pool-Novelo, (1997).

se están aplicando gallinaza, lombricompost, estiércol bovino y un digestado llamado Súper Magro, comparados con el fertilizante químico en el rendimiento de guayaba. Se observó que todos influyeron en el incremento de rendimiento de fruta fresca de guayaba en relación con el testigo. Con el uso de Súper Magro se obtuvo un rendimiento menor que con el resto de los abonos orgánicos. El lombricompost y estiércol bovino fueron ligeramente superiores que el fertilizante químico. Sin embargo, la respuesta de guayaba en el incremento de rendimiento fue superior con la gallinaza que con los otros abonos orgánicos y el fertilizante químico.

En la Figura 2 se observan respuestas del

árbol de guayaba a la aplicación de niveles crecientes de abonos orgánicos; en la segunda línea de valores del eje X se muestran los valores en kg de abono orgánico por árbol. La aplicación de 14 kg de gallinaza por árbol mostró el mayor rendimiento de fruta fresca, lo que no se observó con el lombricompost y estiércol bovino. Sin embargo, la media de

estos dos últimos abonos orgánicos en la producción de fruta fue superior que el testigo.

Como lo muestra Cuervo-Osorio (2010), otra forma de aprovechar los abonos orgánicos es en los cultivos hidropónicos. El abono orgánico incorporado en el sustrato (tezontle <5 mm) produjo mayores rendimientos de chile güero (*Capsicum annuum* L.) que al aplicarlo sobre la superficie del sustrato (Cuadro 5). En

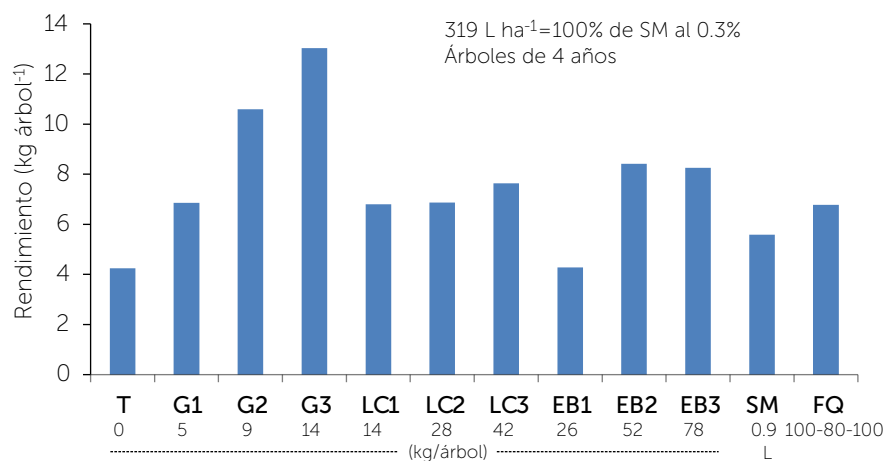


Figura 2. Rendimiento de fruta fresca de guayaba ciclo de producción abril-diciembre, bajo diferentes tipos de abonos orgánicos en Cerro Colorado, Mpio. de Benito Juárez, Michoacán México. Sitio 1, 2011. Gallinaza (G), lombricompost (LC), estiércol bovino (EB) y Súper Magro (SM 0.9 L/árbol), Fertilizante químico (FQ); 1, 2 y 3=40, 80 y 120 kg N ha⁻¹ de cada abono orgánico.

el abono orgánico aplicado sobre la superficie del sustrato se aprovechan los lixiviados cuando se riega el cultivo, en tanto que al incorporarlo se pueden tener otros efectos, como la retención de agua, mayor y mejor contacto de las raíces con el sustrato y aprovechamiento de nutrientes que se liberan del abono orgánico.

También se ha evaluado la respuesta de maíz a la aplicación de estiércol de cerdo como abono orgánico en un Andisol de Villa Escalante, Michoacán, México. Los resultados mostraron que la aplicación de 5 t ha⁻¹ en maíz, superó en más de 50% en altura comparado con el testigo. Se observó que el maíz fertilizado con estiércol de cerdo estaba a punto de emitir la espiga, mientras que en las plantas de la parcela testigo no. En estos ensayos que se llevaron a cabo en diferentes sitios en la Sierra Purépecha del estado de Michoacán, en promedio, el rendimiento de maíz en grano fue de 5 t/ha, mientras que en aquellos obtenidos en la parcela sin abono orgánico se obtuvo un rendimiento medio de 0.7 t ha⁻¹ (Contreras, 1984; Guerrero, 1987; Peto, 1991). De los trabajos experimentales que se llevaron a cabo en los Andisoles de la Sierra Purépecha del estado de Michoacán se hizo una comparación de la respuesta de maíz en grano (kg ha⁻¹) entre el nitrógeno proveniente de la porqueriza y el del fertilizante químico. Se observó un máximo rendimiento con la aplicación de 120 kg N ha⁻¹ del fertilizante químico, a partir de la cual hay señales de abatimiento, en tanto que el más alto de maíz en grano (4.7 t ha⁻¹) se obtuvo con la aplicación de 100 kg N ha⁻¹ del abono orgánico sin que hubiera señales de una caída de la curva de respuesta. Este efecto de

te químico. Se observó un máximo rendimiento con la aplicación de 120 kg N ha⁻¹ del fertilizante químico, a partir de la cual hay señales de abatimiento, en tanto que el más alto de maíz en grano (4.7 t ha⁻¹) se obtuvo con la aplicación de 100 kg N ha⁻¹ del abono orgánico sin que hubiera señales de una caída de la curva de respuesta. Este efecto de

la aplicación de abono orgánico como fuente de nutrimentos en el cultivo de maíz puede estar relacionado no solamente con el aporte de nutrimentos de la cerdasa, sino también con otros efectos químicos y biológicos del fertilizante orgánico, lo que señala que este subproducto tiene potencialidad para incrementar los rendimientos de maíz en la región de estudio.

Alcance y limitaciones del uso de los abonos orgánicos

Indudablemente los abonos orgánicos han sido usados en la agricultura con resultados satisfactorios; sin embargo, el uso de material orgánico no estabilizado puede tener efectos negativos, tales como la contaminación de acuíferos por la lixiviación de nitratos y la emisión de gases nitrogenados como el amoníaco y óxido nitroso. Respecto a la lixiviación de nitratos, Mahboubeh-Zarabi y Mohsen-Jalali, (2012) observaron que la cantidad de nitratos y amonio lixiviados debido a la aplicación al suelo de gallinaza y residuos de papa no estabilizados puede representar pérdidas económicas y efectos ambientales negativos considerables. Por ejemplo, estos autores observaron que en suelo franco arenoso con aplicación de gallinaza se lixiviaron 206.4 kg de N-nitrato ha^{-1} ; mientras que en suelo arcilloso con aplicación de gallinaza se perdieron 454.3 kg de N-amonio ha^{-1} . No obstante, la aplicación de compost proveniente de residuos orgánicos municipales mostró la cantidad más baja de lixiviación y pérdida de compuestos nitrogenados vía nitratos y amonio. Respecto a la emisión de amoníaco, Aneja *et al.*, (2007) mencionan que 80% proviene de actividades agropecuarias tales como manejo de estiércol de las explotaciones pecuarias y aviares, de la fertilización y las prácticas de manejo de fertilizantes. Finalmente, cabe mencionar que actualmente existen diversos métodos para transformar y estabilizar los residuos orgánicos; el compostaje sigue siendo un proceso biótico efectivo para este fin, aunque también se mencionan los abióticos, usando óxidos de metal y arcillas coloidales. Los residuos agrícolas estabilizados se pueden usar para restauración ecológica y productiva de suelos degradados y biorremediación de

Cuadro 5. Rendimiento de chile güero (*Capsicum annum* L.) con tratamientos de gallinaza, lombricompost y estiércol bovino equivalente a 200 kg de nitrógeno ha^{-1} en aplicación superficial e incorporado.

Componentes de Rendimiento	Abono orgánico superficial	Abono orgánico incorporado
	g planta ⁻¹	
Fruto	4.90	6.06
Hojas	3.73	4.29
Tallo	5.03	6.00
Total	13.66	16.35

Fuente: Cuervo-Osorio (2010).

suelos contaminados, principalmente, entre otros.

CONCLUSIÓN

El uso de abonos orgánicos estabilizados y la conservación e incremento de la materia orgánica será siempre importante en la sostenibilidad del suelo. El contenido adecuado de

materia orgánica se refleja en el potencial para la producción de los cultivos.

LITERATURA CITADA

Aneja V. P., Blunden J., James K., Schlesinger W. H., Knighton R., Gilliam W., Niyogi D., Cole, S. 2007. Ammonia assesment from agriculture: status and national needs. *In: Ammonia emission in agriculture*. Eds G. J. Monteny & E. Hartung), Wageningen Academic Publishers, Wageningen, pp. 44-51.

Avnimelech Y. 1986. Organic residues in modern agriculture pp: 1-10 *In: The role of organic matter in modern agriculture* (Eds.). Y. Chen and Y. Avnimelech. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.

Brady N.C., Weil R. R. 2008. The nature and properties of soils. Revised fourteenth edition. Pearson Prentice Hall. New Jersey Columbus, Ohio. USA. 975 p.

Castellanos R.J.Z. 1982. Memorias del Primer Ciclo Internacional de conferencias sobre la utilización de los estiércoles en la agricultura. Ingenieros Agrónomos del Tecnológico de Monterrey, A.C. Sección Laguna. Marzo 17-18,1982. Torreón, Coah. México.

Contreras H.J.R. 1984. Efecto de la porqueraza en combinación con nitrógeno y fósforo en el rendimiento de maíz en los Andisoles de la Sierra Tarasca. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Estado de México. México.

Cuervo-Osorio V. D. 2010. Abonos orgánicos como insumo de nutrición vegetal en un sistema hidropónico alternativo. Tesis de Maestría en Ciencias. Postgrado de Edafología. Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. México.

Donahue R.L., Miller R.W., Shickluna J.C. 1977. Soils. An introduction to soils and plant growth (Animal manures p. 289). Fourth edition. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey 07632.

Guerrero M. S. 1987. Fertilización del maíz (*Zea mays*) con porqueraza y su efecto residual en un Andisol de la Sierra Purépecha. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Estado de México. México.

Mathers A. C., Stewart B.A. 1980. The effects of feedlot manure on soil physical and chemical properties. In livestock waste: A Renewable Resources. Proceedings of the 4th International Symposium on Livestock Wastes. April 15-17. Amarillo, Texas. USA.

Mahboubeh Z., Mohsen J. 2012. Leaching of nitrogen and base cations from calcareous soil amended with organic residues, *Environmental Technology*, 33:14,1577-1588.

Peto C. J. 1991. Efecto de la porqueraza sobre la disponibilidad de N y P en un Andisol y Mollisol. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro

- de Edafología. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. México.
- Pool-Novelo L. 1997. Mejoramiento de la fertilidad del suelo en la agricultura sostenible de las laderas de Los Altos de Chiapas, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Especialidad de Edafología. IRENAT. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. México.
- Romero-Lima M. R. 1997. Abonos orgánicos y químicos en producción, sanidad, absorción nutrimental de papa y efecto en el suelo. Tesis de Maestría en Ciencias. Especialidad en Edafología. IRENAT. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. México.
- Ruiz-Figueroa J.F. 2009. Ingeniería del compostaje. Universidad Autónoma Chapingo. 237 pp.
- Trinidad-Santos A. 1987. El uso de los abonos orgánicos en la producción agrícola. Serie Cuadernos de Edafología 10. Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Estado de México. México.
- Unger P.W., Stewart B.A. 1974. Feedlot waste effects on soil conditions and water evaporation. SSSAJ 38:954-957.
- Villarreal A.J.M. 1979. Respuesta del maíz y frijol a la aplicación de gallinaza, estiércol vacuno, zinc, manganeso y hierro en suelos de ciudad Serdán, Puebla bajo condiciones de campo e invernadero. Tesis de Maestría en Ciencias. Especialidad Suelos. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Estado de México. México.



MANEJO APROPIADO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS PARA EL DESARROLLO AGROALIMENTARIO Y RURAL

APPROPRIATE MANAGEMENT OF ORGANIC SOLID RESIDUES FOR AGRIFOOD AND RURAL DEVELOPMENT

Quispe-Limaylla, A.^{1*}

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, municipio de Texcoco, Estado de México, México. C. P. 56230.

*Autor responsable: anibalq@colpos.mx

RESUMEN

Una de las estrategias para lograr la sostenibilidad de la agricultura es reducir la dependencia de insumos externos, como los fertilizantes químicos, además de desarrollar y apropiarse de tecnologías adecuadas. A pesar de que contamos con recursos potenciales enormes para producir abono de calidad a partir de los residuos sólidos orgánicos urbanos y rurales, estos dejan de aprovecharse por no haber un manejo apropiado de los mismos. Con el fin de comprobar y demostrar esta conjetura, de 2000 a 2013 se realizaron acciones conjuntas de compostaje y producción de alimentos, con participación de la gente, tanto en el ámbito rural como urbano. En este trabajo se describen y explican los procesos, resultados e impactos generados, así como los aprendizajes logrados. El método general usado fue el de investigación acción con procedimientos específicos, como el experimento y la sistematización de experiencias. Los resultados mostraron que manejando adecuadamente los RSO, tanto urbanos como rurales, con procedimientos biológicos, como el compostaje con lombrices, con tecnología e infraestructura apropiada, en pequeña y mediana escala, se obtienen abonos de calidad, mismos que aplicados al suelo resultan en buenas cosechas. De lo anterior se concluyó que nuestra sociedad tiene una magnífica oportunidad para disponer de abono de calidad a partir de la cantidad importante de RSO que diariamente se genera, para una agricultura que exige sea orgánica y sostenible.

Palabras claves: compostaje, residuos sólidos orgánicos, agricultura orgánica.

ABSTRACT

A strategy for the sustainability of agriculture is reducing the dependency on external inputs, such as chemical fertilizers, in addition to developing and appropriating adequate technologies. Despite having huge potential resources to produce quality fertilizers from organic solid residues (OSR), urban and rural, these are not exploited because of a lack of adequate management. With the aim of testing and demonstrating this speculation, joint actions of composting and food production were carried out in the period of 2000 to 2013, with participation of the rural and urban population. The processes, results, impacts generated and knowledge attained are described and explained, through the use of action research, with specific procedures such as experimentation and systematization of experiences. The results showed that quality fertilizers are obtained by managing adequately the OSR, urban and rural, with biological procedures (vermicomposting, with appropriate technology and infrastructure, in small and medium scale), which applied to the soil result in higher yields. Society has an excellent opportunity to have quality fertilizers from OSR that it generates daily, for an agriculture that it demands should be organic and sustainable.

Keywords: composting, organic solid residues, organic agriculture.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto, 2016. pp: 59-64.

Recibido: julio, 2015. **Aceptado:** abril, 2016.

INTRODUCCIÓN

Los países en desarrollo, como México, enfrentan, entre otros problemas, crisis agrícola e inseguridad alimentaria y efectos de contaminación ambiental por residuos sólidos orgánicos (RSO) mal manejados (Grupo Interagencial de Desarrollo Rural, 2007). En la actualidad, las actividades de la moderna sociedad de consumo, el crecimiento demográfico y el incremento de las industrias, han generado un incremento de la producción de residuos, de forma exponencial en las últimas décadas, siendo los de origen orgánico o biodegradables los más importantes (Wilson, 2006). Por diversas razones, la componente orgánica, que es el tema central de este trabajo, no se ha manejado adecuadamente (Acurio *et al.*, 1997). La escasa intervención en el manejo apropiado de los RSO ha generado contaminación de los suelos, agua superficial y subterránea, el aire y, en general, al ambiente (Gobierno del Distrito Federal, 2003). Según la Subsecretaría de Desarrollo Urbano, para el caso de México, en 2006 las ciudades del país producían cerca de 96,000 t día⁻¹ de desechos, equivalente a 35 millones de t año⁻¹. En 2010 dicho organismo estimó una producción de 39.1 millones de toneladas de basura. De este total, aproximadamente 50% fueron desechos orgánicos que pueden ser manejados y reciclados mediante procedimientos biológicos para obtener abono orgánico o biogás (Velasco, 2011). En cuanto a residuos de áreas rurales, no se cuenta con información clara sobre el volumen de generación; sin embargo, al igual que los urbanos, presentan un manejo poco apropiado. En ciertos casos los estiércoles son aplicados directamente a los suelos sin procesos de biodegradación, que resulta en aprovechamiento tardío por las plantas y genera problemas fitosanitarios (Capistrán *et al.*, 2001).

La potencialidad de los RSO para ser convertidos en composta de calidad

Del Val (2005) resalta la paradoja de la situación de los RSO, ya sea de origen urbano, industrial, agropecuario o forestal. Por un lado, existe un alto déficit de materia orgánica de nuestros suelos; por otro lado, el incorrecto tratamiento o simple abandono de estos residuos ocasiona gravísimos daños al medio, contribuyendo a agravar la contaminación del agua dulce, así como a aumentar los costos de tratamiento (vertederos controlados, incineración) y a fomentar la incultura ecológica, incluida la parte que afecta a los agricultores y el rechazo social de la gestión de los residuos. Altieri (2008) señala que, a lo largo de la historia de la agricultura, para tener

buenas cosechas, el ser humano ha aplicado toda clase de materias orgánicas a los suelos cultivados. Sin embargo, esta práctica ha ido perdiendo importancia por efecto de la revolución agrícola desde fines del siglo XIX. Los aportes orgánicos fueron sustituidos por fertilizantes inorgánicos, generando ruptura del equilibrio de los suelos agrícolas, lo que desembocó en pérdida paulatina de su calidad biológica y en bajos rendimientos de cosecha. En la actualidad, los fertilizantes químicos se aplican mayormente en la agricultura intensiva y a gran escala, cuya práctica general conlleva la reducción de los niveles de materia orgánica en el suelo, con las consecuencias ya señaladas (Navarro *et al.*, 1995; Lemus, 2001). Por lo anterior, la aplicación de materia orgánica (MO) en un modelo de agricultura sostenible se hace cada vez más necesaria dado que dicho modelo englobaría y daría una solución integrada al problema, así como, a la disminución de la fertilidad de los suelos, degradación y contaminación por práctica errónea, caracterizada por el uso excesivo de agroquímicos entre otros (Del Val, 2005). El desafío es enorme y requiere un proceso de tratamiento de los RSO, bajo un enfoque distinto a lo que se ha venido aplicando; este debe tener como base la participación ciudadana y el uso de tecnologías apropiadas y acciones realizadas en pequeña y mediana escala (Quispe, 2010).

Las bases biológicas para el manejo apropiado de los RSO

De acuerdo con numerosos estudios biológicos, químicos, físicos y agronómicos, la materia orgánica muerta puede ser usada para obtener recursos útiles para la humanidad, como el *compost* y la *biodigestión* para obtener biogás. Según Rodríguez y Córdova (2006), el *compost* se define como el producto de la degradación aeróbica de residuos orgánicos. Es un material inodoro, estable y parecido al humus que no representa riesgo sanitario para el medio ambiente natural y social. El proceso por el cual se elabora *compost* se ha denominado "compostaje", definido como una *fermentación controlada de los residuos orgánicos, proceso biooxidativo de sustancias heterogéneas con el paso por una etapa termófila (de calentamiento), produciendo materia orgánica estabilizada*. Es un proceso básicamente microbiológico que depende del crecimiento y actividad de las poblaciones bacterianas y de hongos, que son fundamentalmente originarios de los propios residuos orgánicos. Al finalizar el proceso, el *compost* es estable, es decir, no se descompone, no crecen en él animales, hongos o bacterias, y puede almacenarse largo tiempo sin perder

sus propiedades. Las tecnologías para el compostaje son variadas y los productos finales también varían en su composición, color, textura, etcétera, de acuerdo al residuo y proceso que les dio origen.

Durante el último siglo se han realizado diversos experimentos que han permitido conocer en gran medida los fundamentos científicos relacionados con el compostaje, y aproximadamente desde hace cuatro décadas, la tecnología para el compostaje se ha visto mejorada con el uso de lombrices de tierra como *Eisenia andrei* y *Eisenia foetida* (*Lombricus terrestris*), llamándole lombrico o vermi compostaje. Es una biotecnología basada en la cría de lombrices para la producción de humus a partir de un sustrato orgánico. Son numerosas las especies de lombrices que son usadas para el compostaje, por sus cualidades de ser prolíficas, consumo abundante de materia orgánica y rusticidad; a estas se les denomina composteras (Quintero *et al.*, 2003). Con base en lo anterior, se generaron formas alternativas de manejo apropiado de residuos, de la parte orgánica, en áreas rurales y urbanas, revalorando su importancia para la agricultura sustentable. Basado en experiencias previas y la literatura pertinente, estos pueden ser atacados simultáneamente si se aplican estrategias definidas. Con el fin de demostrar esta conjetura, durante doce años se ejecutaron dos proyectos con el método de investigación-acción que involucró dos comunidades rurales del estado de Tlaxcala, México, y una colonia urbana en Texcoco, Estado de México. El objetivo fue demostrar que con la aplicación de tecnologías apropiadas y participación comunitaria a nivel local se puede contribuir a resolver el problema de la contaminación ocasionada por la basura mal manejada y producir abono orgánico de calidad para la sostenibilidad de la agricultura.

MATERIALES Y MÉTODOS

El método general utilizado fue el de Acción e Investigación, en el que se combinaron métodos particulares como la experimentación y la sistematización de experiencias, complementados con la encuesta y entrevistas. Para probar las hipótesis se evaluaron las variables en el ámbito rural y otras en el urbano, en tiempos y procedimientos distintos; el nivel de participación de la gente en el proceso de manejo de los RSO desde su separación; la efectividad de las tecnologías usadas; el nivel de adopción de las tecnologías introducidas; la calidad de la composta y efectividad para la producción de hortalizas; y los niveles de impacto de las acciones de los proyectos, sobre todo en los vecinos de las comunidades don-

de se implementaron. En el ámbito rural se trabajó con 20 familias de las comunidades Española, y Atlhuetzia de Yauquemecan, Tlaxcala (Quispe, 2010). En el caso urbano se trabajó en la colonia de Santiaguito de la ciudad de Texcoco, Estado de México, en la que viven 160 familias, aproximadamente (Quispe, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Acciones en el ámbito rural

Capacitación y adiestramiento en el proceso de compostaje. El proyecto en las dos comunidades se inició previa consulta con las familias participantes y formó parte de un programa mayor sobre transferencia y adopción de ecotecias. Entre otros temas, los jefes de familia fueron capacitados en la forma de producir composta con lombrices para obtener abono orgánico de calidad. La capacitación se llevó a cabo usando el principio de "aprender haciendo", con lo que en poco tiempo los participantes aprendieron la forma apropiada de producir compostas de calidad, a partir de los estiércoles de animales, residuos de cocina y cosecha, entre otros.

Construcción de la infraestructura para producir compostas con lombrices. De acuerdo con el plan del proyecto, cada familia debía contar con la infraestructura para aplicar las ecotecias, entre ellas las composteras. Basado en experiencias previas se recomendó que las composteras fueran de cemento y tabicón de 3 a 4 m de largo, por 1 m de ancho y 0.30 m de alto, tamaño suficiente para manejar una tonelada de RSO (Figura 1). De las 20 familias participantes, 16 cumplieron estrictamente las recomendaciones y el resto de forma parcial. Las composteras fueron construidas por los propios productores y de acuerdo a su capacidad financiera utilizando materiales a su alcance, pero sin perder la funcionalidad. El costo promedio fue \$340.00 (U\$30.00). Para el proceso de compostaje, todas utilizaron lombrices de la especie *Eisenia andrei* ("roja californiana") que fue proporcionada por los responsables del proyecto.

Características físicas y químicas de las compostas. El Cuadro 1 muestra los resultados de los análisis químicos realizados en nueve muestras de vermicompost tomadas al azar de las comunidades Atlhuetzian y Española.

El pH en todas las muestras analizadas fue ligeramente alcalino. Estos resultados son similares a los registrados por Santamaría (1996), quien menciona que las vermicompostas poseen un pH relativamente elevado, sobre todo cuando son de estiércol puro. Cuando el pH de



Figura 1. Composteras funcionales elaboradas por los usuarios.

las vermi compostas supera el valor de ocho puede afectar al sustrato, pero cuando los suelos son ácidos, estas tienden a mejorar el pH. El resto de los análisis realizados indicó que la mayoría de las vermicompostas tuvo buenas características químicas, lo que indica que la producida por las familias fue de buena calidad y apropiada para la producción de hortalizas, lo cual se corroboró en la producción de hortalizas (tomate, brócoli y otras) en invernadero y a campo abierto. Finalmente, después de tres años de iniciado el proyecto, la mayoría de las familias participantes continuaron produciendo compostas con lombrices. Se comprobó que la tecnología sugerida fue adoptada con facilidad por los participantes por su funcionalidad y adaptabilidad a sus necesidades socio-económicas y características culturales. De esto se concluye que la tecnología de compostaje con lombrices de los residuos orgánicos es inherente a lo que la agricultura en pequeña escala pretende en procurar su sustentabilidad.

Acciones en el ámbito urbano (Texcoco, Estado de México)

La participación de las familias en el proyecto. Uno de los propósitos del proyecto fue que los habitantes de la colonia participaran conscientes en una o todas las fases del proyecto divididas en la separación y traslado de la basura al Centro de compostaje comunitario (CCC), proceso de compos-

taje, separación de las lombrices, harneado, uso de la composta en la producción de hortalizas, gestión y administración, evaluación, capacitación y difusión de las experiencias. La participación de la gente varió a través de los años: mientras que la separación y el traslado de la basura orgánica se incrementó en los últimos cinco años, en este mismo período, la participación en las actividades de compostaje y producción de hortalizas decayó. Lo anterior se debió a que el CCC está ubicado en un lugar estratégico para dejar la basura orgánica y observar lo que se están realizando en él, según declaraciones de la propia gente hechas en asambleas. Para lograr la participación de la gente se utilizaron varias estrategias: en la primera fase se realizaron acciones, como explicaciones del proyecto en asambleas de la comunidad, la conformación de un teatro con señoras, infantes y varones adultos, y elaboración de un video. La segunda fase incluyó la demostración *in situ* del proceso de compostaje y el uso del compost en la producción de hortalizas. Estas últimas, por observación, fueron de mayor influencia para fomentar la participación de la gente al representar experiencias vivenciales que permitieron valorarlos.

Cuadro 1. Resultados del análisis químico de la vermicomposta de las comunidades rurales Atlahuetzian y Españita, Tlaxcala, México.

Muestra	pH	Conductividad Eléctrica (dS/m)	Materia orgánica (%)	Nitrógeno (mg kg ⁻¹)	Fósforo (mg kg ⁻¹)	Potasio (mg kg ⁻¹)
1	8.46	11.00	20.00	1.13	6389	2702
2	8.52	10.04	19.00	1.36	6305	2530
3	7.85	5.40	23.25	1.90	4530	7456
4	8.15	15.20	25.81	1.21	10356	5053
5	8.30	7.72	16.94	1.12	5862	3904
6	7.76	16.18	13.60	1.34	6902	2820
7	7.87	1.96	15.37	1.08	2443	2350
8	8.72	6.37	11.00	1.22	7424	3372
9	7.28	2.52	5.95	1.46	3763	8243

La infraestructura y los apoyos para su construcción. Basado en una fase de prueba se estableció el CCC de 800 m² dividido en un área de acopio de residuos orgánicos; área de compostaje, compuesta por 28 composteras o "camas" bajo malla sombra; área de producción de hortalizas en invernadero; área producción de hortalizas a cielo abierto, de 16 parcelas; una bodega; dos baños; área de separación de lombrices y harneado; y una cisterna para captar agua de lluvia. Para la construcción de la infraestructura y compra de equipo, herramienta e insumos, los recursos provinieron de varias fuentes en calidad de donación.

Sobre el acopio y volumen de los RSO.

Semanalmente se reciben entre 700 kg a 800 kg de basura orgánica totalmente separada. La separación se realiza por la propia familia en su casa y trasladada al CCC. Una vez acopiada, la basura orgánica es sometida a un proceso de compostaje con lombrices. El volumen de basura orgánica que se acopia proviene de 60% de las 260 familias de la propia colonia y áreas circunvecinas. En épocas de lluvia y festividades el volumen de RSO se incrementa, comparado a lo de las otras épocas del año (Figura 2). En el CCC se recibe solamente basura orgánica debidamente separada, cuya composición está integrada mayormente por residuos de cocina, frutas y

verduras en descomposición.

El manejo de la basura orgánica.

La basura orgánica es sometida a un proceso de descomposición en composteras, también llamadas "camas". Estas son de cemento, arena y bloques; cada una tiene una dimensión de 3 m de largo, 1 m de ancho y 0.30 m de alto, con capacidad para 1,000 kg de basura orgánica. Estas dimensiones son apropiadas para

visa que la temperatura del material en descomposición no tenga más de 30 °C y el proceso continúa por tres meses. Los cuidados que se tienen en este período son: que tenga suficiente humedad y temperatura adecuada, que no ingresen roedores u otros depredadores que afecten el proceso. Un buen indicador para saber si una composta está suficientemente mineralizada es el olor a tierra húmeda y el color a café o pardo oscuro.

Determinación de la calidad de la lombricomposta.

Para garantizar la calidad de la lombricomposta, una de las primeras medidas fue revisar que el RSO no contenga otro material distinto a lo orgánico, como plásticos. Este es uno de los principales re-

querimientos del enfoque local de manejo de los RSO para garantizar la calidad del producto: la separación de la basura debe hacerse en el origen. Se le realizaron análisis a la lombricomposta para conocer su calidad química (Cuadro 2). El pH de ambas muestras fue alcalino, pero en cuanto a materia orgánica y demás compuestos fueron similar a otros reportados para este tipo de materiales (Lemus, 2001), lo que indica la buena calidad del producto. Para conocer el valor nutritivo real de la lombricomposta se sometió a prueba en la producción de hortalizas, observándose buen crecimiento y abundante follaje verde intenso.

Cuadro 2. Valores del análisis físico y químico de las muestras de lombricompostas que se produce en el CCC Santiaguito, Texcoco, Estado de México.

Parámetro	Muestra 1	Muestra 2
pH	8.46	8.52
Conductividad eléctrica (dS/m)	11.0	10.04
Materia orgánica (%)	20.0	19.0
Nitrógeno (%)	1.46	1.36
Fósforo (mg kg ⁻¹)	6389	7424
Potasio (mg kg ⁻¹)	2702	2820

un proceso de compostaje adecuado, que es producto de varios años de experimentación. Una vez llenada la "cama" es cubierta con pasto seco o paja para mantener la humedad. Después de 25 días de iniciado el proceso de descomposición, el material es inoculado con dos kilos de lombrices de la especie *E. andrei*. Antes de aplicar las lombrices se re-



Figura 2. Volumen de RSO acopiada en el CCC, por meses.

Impacto del proyecto. El módulo se convirtió en un centro de demostración y capacitación para manejar la basura orgánica localmente y contribuir a la educación ambiental. Al menos una vez al mes se tuvieron visitas de estudiantes de nivel medio superior y superior, productores del campo, promotores y técnicos interesados en el tema, no solo del municipio, sino también de otros del estado. Se produjeron hortalizas de calidad con y para la comunidad. Finalmente, la experiencia de doce años en el manejo de la basura orgánica a nivel local y con participación comunitaria indica que, si bien en la sociedad hay una escasa cultura para destinar y manejar adecuadamente la basura, con procedimientos sistemáticos de explicación y demostración del manejo apropiado de la basura y su uso es posible vencer la indiferencia y apatía de la gente.

CONCLUSIONES

El estudio demostró que los RSO, tanto de las áreas urbanas como rurales, en vez de ser un problema pueden convertirse en un recurso benéfico (abono de calidad) cuando son manejados apropiadamente. Si bien los volúmenes de RSO en ambos casos son altos, su generación es mayor en las áreas rurales que en las urbanas y su uso es casi inexistente en esta última; en ambos casos, su buen manejo y gestión son incipientes. El estudio también demostró que el trabajo en pequeña y mediana escala, el involucramiento de la gente en las diferentes fases del proceso de la gestión, el uso de tecnologías y procedimientos biológicos, como el lombri-compostaje y el empleo de infraestructura apropiada para su buen manejo, son elementos claves para tener éxito en la gestión de los RSO. Las experiencias

logradas sugieren que no se deben escatimar esfuerzos ni gastos económicos para emprender acciones con el empleo de estrategias probadas para resolver el problema de la contaminación de los RSO, al mismo tiempo de generar un producto de calidad (abono) para la agricultura que exige sea orgánica y sostenible.

LITERATURA CITADA

- Altieri M.A. 2008. Movilizándonos para rescatar nuestro sistema alimentario. <http://www.ecoportat.net/content/view/full/78323> (Visitado noviembre 2011).
- Acurio G., Rossin A., Teixeira P.F., Zepeda F. 1997. Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y El Caribe. Publicación conjunta del Banco Interamericano de Desarrollo y la Organización Panamericana. Washington, D.C. 130 pp.
- Capistrán F., Aranda E., Romero J.C. 2001. Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje. S y G editores, S. A. de C. V. México D. F. 150 pp.
- Del Val A. 2009. Tratamiento de los residuos sólidos urbanos, consideraciones básicas. Primer Catálogo Español de Buenas Prácticas. Construcción de la ciudad sostenible. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente. Madrid, España. <http://habitat.aq.upm.es/cs/p3/a014.html> (Noviembre 2009).
- Gobierno del Distrito Federal, 2003. Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal.
- Gaceta Oficial del Distrito Federal, el 22 de abril de 2003. México, D. F.
- Grupo Interagencial de Desarrollo Rural-México, 2007. Temas Prioritarios de Política Agroalimentaria y de Desarrollo Rural en México. Banco Mundial, CEPAL, FAO, IICA. Lemus, A., 2001. "¿Qué se puede hacer con la basura? Compost y compostaje". Parte 1. Desde la Ciencia 4: 5-13.
- Navarro-Pedreño, Moral-Herrero, Gómez-Lucas, Mataix-Beneyto, 1995. Residuos Orgánicos y Agricultura. Edición electrónica Espagracic, Universidad de Alicante. España.
- Quintero L.R., Ferrera C.R., Ethevers B.J., García C.N.E., Rodríguez K.R. Alcántar G.G., Aguilar S.A., 2003. Enzimas que participan en el proceso de vermicompostaje. TERRA Latinoamericana, Vol. 21, Núm. 1, enero-marzo, pp. 73-80 Universidad Autónoma Chapingo México.
- Quispe A.J. 2000. Aprovechamiento de la basura orgánica doméstica con participación comunitaria en el Municipio de Texcoco. Propuesta. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México.
- Quispe A.J. 2010. ¿Cómo manejar y aprovechar la basura orgánica de las ciudades? Manual. Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados. México.
- Santamaría R. S. 1996. Aspectos biotecnológicos del proceso de vermicompostaje y su aplicación agronómica. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 67 p.
- Velasco-Velasco J. 2012. Planta piloto de compostaje: Biotecnología de descomposición de residuos orgánicos agroindustriales. Propuesta mecanografiado. Subdirección de Investigación, Campus Córdoba, Colegio de Postgraduados, México.
- Wilson G. 2006. Recycling urban organic wastes via rooftop micro farms. Urban Agriculture Network-Western Pacific. www.greenroofs.com. Visitado en mayo de 2011.



MICROBIOTA RIZOSFERICA DE UN CULTIVO MIXTO DE MAÍZ (*Zea mays* L.) EN LOS ALTOS DE JALISCO: ESTUDIO DESCRIPTIVO

RHIZOSPHERE MICROBIOTA FROM A MIXED MAIZE (*Zea mays* L.) CROP IN THE JALISCO HIGHLANDS: A DESCRIPTIVE STUDY

Martínez-Peña, M.D.¹; Lara-Aguilera, J.¹; Cadena-Zamudio, J.D.¹; Salinas-Moreno, Y.²; Ramírez-Vega, H.³; Arteaga-Garibay, R.I.^{1*}

¹Centro Nacional de Recursos Genéticos (CNRG), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Boulevard de la Biodiversidad 400, Rancho las Cruces. C.P. 47600, Tepatitlán de Morelos, Jalisco. México. ²Campo Experimental Altos de Jalisco (CE-Altos), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Carretera Libre Tepatitlán-Lagos de Moreno Km. 8. C.P. 47600, Tepatitlán de Morelos, Jalisco. México. ³Centro Universitario de los Altos, Universidad de Guadalajara, Carretera a Yahualica, Km. 7.5, C.P. 47600, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México.

***Autor de correspondencia:** arteaga.ramon@inifap.gob.mx.

RESUMEN

Las siembra de maíz en los Altos de Jalisco es principalmente para producción de forraje y autoconsumo, de razas híbridas o de zamorano amarillo. Los estudios en esta región se han focalizado a las características de las plantas o del suelo, y no se conoce la composición de los microorganismos en este ambiente. Por lo anterior, el uso de NGS para la descripción de la microbiota de un cultivo de maíz mixto para autoconsumo y forraje en los Altos de Jalisco permitió tener una descripción inicial de la composición microbiana de la rizósfera. Los Phyla que predominaron en las dos muestras colectadas en diferentes tiempos fueron para la muestra sin cultivo con un 24.1% el *Actinobacteria*, 15.2% el *Proteobacteria*, y 5.3% *Firmicutes*; con cultivo predominó con el 24.6% el *Proteobacteria*, con el 8% *Actinobacteria* y 3.9% de *Bacteroidetes*. Se detectó una mayor diversidad OTUs con la presencia del cultivo de tres variedades de maíces para autoconsumo y forraje, lo cual se relaciona con el tipo de manejo agronómico y el tipo de maíces sembrados.

Palabras clave: Maíz, microbiota, NGS.

ABSTRACT

Maize cultivation in the Jalisco Highlands, México, is primarily for production for fodder and auto-consumption, using hybrid cultivars or Zamorano Amarillo. Studies in this region have been focalized on the characteristics of the plants or the soil, and the composition of microorganisms in this environment is unknown. Because of this, the use of Next Generation Sequencing (NGS) for the description of the microbiota from a mixed maize (*Zea mays* L.) crop for auto-consumption and fodder in the Jalisco Highlands allowed having an initial description of the microbial composition of the rhizosphere. The Phyla that predominated in two samples evaluated at different times showed, for the plot without crop, 24.1% of *Actinobacteria*, 15.2% *Proteobacteria*, and 5.3% *Firmicutes*, while in the land cultivated, 24.6% of *Proteobacteria*, 8% *Actinobacteria* and 3.9% *Bacteroidetes* predominated. A greater diversity of OTUs was detected in the cultivation of three varieties of maize for auto-consumption and fodder, which is related to the type of agronomic management and the maize cultivars sown.

Keywords: Maize, microorganisms, NGS.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto, 2016. pp: 65-70.

Recibido: mayo, 2016. **Aceptado:** julio, 2016.

INTRODUCCIÓN

México es considerado centro de origen y diversidad en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.), debido a las condiciones orográficas muy variadas y la amplia diversidad de nichos ecológicos (Rocandio *et al.*, 2014), lo cual beneficia para que este cultivo sea la principal gramínea (Poaceae) cultivada a nivel nacional con ocho millones de hectáreas en 2014, de las cuales en el 75% se cultivan semillas de variedades criollas que están adaptadas a diversas condiciones climáticas del país (Eakin *et al.*, 2014, SIAP, 2016). En décadas recientes se clasificaron a 209 accesiones de diferentes regiones de México, en 59 razas de maíz (Sánchez *et al.*, 2000), y posteriormente clasificadas en los grupos raciales: Cónico, Sierra de Chihuahua, Ocho hileras, Chapalote, Dentados tropicales, Tardíos y Olotillo (Reif *et al.*, 2006). La raza Zamorano Amarillo forma parte del grupo racial ocho hileras que se cultiva en el Valle de Zamora, Michoacán, y en los Altos de Jalisco, México, y sobresale de otras razas por alta producción de grano y plantas altas que son óptimas para forraje, incluso superior a los híbridos forrajeros de dicha región (González-Castro *et al.*, 2013; CONABIO, 2010; Wellhausen *et al.*, 1951). Las especies vegetales en entornos naturales y agrícolas interactúan continuamente con gran cantidad de microorganismos, principalmente en la rizósfera (Carvalhais *et al.*, 2013). El estudio de las interacciones, planta-microorganismos, en la rizósfera y su impacto en los sistemas agrícolas han sido abordados recientemente por técnicas cultivo-independientes, con plataformas de NGS (Next Generation Sequencing) con las cuales se ha logrado describir la diversidad de taxa que albergan en la rizósfera, además de mostrar la influencia de la planta sobre la estructura de la comunidad microbiana y viceversa (Carvalhais *et al.*, 2013; Bulgarelli *et al.*, 2012; Bulgarelli *et al.*, 2013; Cadena-Zamudio *et al.*, 2016). Algunos de estos estudios han demostrado la diversidad de taxa asociados a la rizósfera de maíz como Peiffer *et al.* (2013), quienes caracterizaron la diversidad bacteriana de la rizósfera de 27 líneas endogámicas de maíz, mediante pirosecuenciación de genes bacterianos con el gen 16S rRNA, y observaron variación sustancial en la riqueza bacteriana, diversidad y abundancia relativa de los taxones entre el suelo a granel y la rizósfera del maíz, teniendo como Phyla dominantes a Proteobacteria, Acidobacteria, Actinobacteria, Bacteroidetes y Cianobacterias. Otro estudio similar fue realizado por Chauhan *et al.* (2011), en el cual se evaluaron 274 secuencias obtenidas de la estructura rizosférica de maíz

(*Zea mays* L.), en la cual los Phyla más relevantes fueron Proteobacterias con 48%, 10.3% de Actinobacteria, 9.9% de Bacteroidetes, 6.6% de Verrucomicrobia, 4.8% de Acidobacteria, 1.8% de Firmicutes, 1.5% de Chloroflexi, 1.5%, 0.7% de Planctomycetes, 0.7% y 0.4% Gemmatimonadetes cianobacterias. En 2015 Bakker y Chaparro describieron y contrastaron la microbiota de la rizósfera de dos genotipos de maíz (P9714XR y 35F40) en cuatro tipos de suelos con diferentes tratamientos; los principales Phyla descritos fueron Proteobacteria, Actinobacteria, Bacteroidetes, Firmicutes, Crenarchaeota, Acidobacteria, Planctomycetes y Gemmatimonadetes, los cuales variaron en su abundancia dependiendo del tratamiento. Con base en lo anterior, se realizó un estudio descriptivo de la microbiota asociada a la rizósfera de maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo se recolectaron en una parcela del municipio de Tepatitlán, Jalisco, México (AL: 20.873966, LT: -102.789430), se cultivaron en época de temporal (agosto-octubre) las variedades Pioneer, Amarillo zamorano y una raza criolla. La recolecta se realizó en dos etapas A) T0, sin cultivo de maíz y B) R4, durante el llenado de la mazorca. Se realizó el levantamiento de muestras de suelo con un nucleador. La muestra de suelo rizosférico fue a 10 cm de distancia de la orilla de la planta hacia afuera, con una profundidad de 30 cm. Se eliminó la capa superior de 5 cm aproximadamente para desechar la vegetación. En total se tomaron 25 muestras de acuerdo al protocolo de colecta cinco soles (Hernández-Ibáñez *et al.*, 2015). Las características fisicoquímicas evaluadas fueron; tipo de suelo: franco arcilloso, capacidad de campo: 34.5%, densidad aparente: 1.20 g cm⁻³, pH (1:2 agua): neutro con 6.77, materia orgánica: 1.66%, nitrógeno inorgánico: 21.7 mg kg⁻¹, fósforo (Bray): 100 mg kg⁻¹, hierro: 28.5 mg kg⁻¹, manganeso: 46.7 mg kg⁻¹. Se aplica cada año urea y fertilizantes comerciales.

Extracción de DNA metagenómico y construcción de bibliotecas

El aislamiento del DNA metagenómico se realizó a partir de 0.2 g del stock de suelo rizosférico mediante el kit comercial EZ-10 Spin[®] Column soil DNA mini-preps kit[®] (Bio Basic Canada Inc., Canadá) con base a las instrucciones del fabricante. Se construyeron bibliotecas para la plataforma Ion Torrent mediante la amplificación de fragmentos de ≈300 pb que corresponden a las regiones hipervariables (V2-V4-V8, V3-V6-V7-V9) del gen 16S

rDNA, se amplificaron con el sistema comercial 16S metagenomics (ThermoFisher Scientific Inc., USA). Se purificaron las bibliotecas con el sistema Agentcourt Beads[®] XP (Beckman Coulter, Inc., Brea, CA, USA) y se cuantificaron con la plataforma Agilent[®] 2100 Bioanalyzer[®] (Agilent Technologies, Inc., CA, USA) para ajustar a una concentración de 50 ng/79 μ L. Se ligaron los adaptadores (A y P1) y los códigos de barras a los fragmentos de las bibliotecas con el sistema Ion Plus Fragment Library Kit (ThermoFisher Scientific Inc., USA), con base a las indicaciones para las cuantificaciones, End-Repair, amplificación, ligazón y purificaciones. Se calculó el factor de dilución (TDF) para ajustar la mezcla de bibliotecas a 26 pM. Se construyó el templado a partir de 25 μ L de la mezcla de bibliotecas en el sistema One Touch 2 (OT2) (ThermoFisher Scientific Inc., USA) con forme al protocolo del fabricante para la PCR clonal en emulsión. Se enriqueció el templado con el sistema Ion OneTouch[™] ES (enrichment system) (ThermoFisher Scientific Inc., USA); se cargaron 30 μ L de templado enriquecido en un Ion Chip 316 V2 (ThermoFisher Scientific Inc., USA). Se usó el sistema Ion PGM[™] Sequencing 400 Kit (ThermoFisher Scientific Inc., USA), con 850 flujos para la corrida de secuenciación masiva en paralelo. Se verificó el rendimiento del cargado y cantidad de secuencias útiles de la corrida en el Ion Browser (ThermoFisher Scientific Inc., USA). Se descargaron los archivos *.bam de las muestras que se transformaron a formato *.fastq y *.fasta en la plataforma Galaxy (Afgan *et al.*, 2016). Los archivos *.fastq se cargaron junto con el archivo de metadatos en la plataforma MG-RAST (Paarmann *et al.*, 2008). Se obtuvie-

ron los resultados del análisis de diversidad alfa y beta preestablecido por la plataforma (curvas de rarefacción, heatmap, grafico de PCoA, dendograma de diversidad alfa).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron mediante la secuenciación masiva en paralelo con la plataforma Ion Torrent 296 110 secuencias útiles, 193 342 para la muestra con cultivo y 102 768 para la otra; estas se usaron para los análisis secundarios en la plataforma MG-RAST con los parámetros preestablecidos se detectaron 207 OTUs totales, 196 OTUs en la muestra sin cultivo y 188 OTUs en el suelo cultivado. Las dos muestras presentaron 177 OTUs en común, 17 OTUs fueron específicos con cultivo y 19 para la que no lo tenía. La muestra sin cultivo presentó 24.1% de secuencias para el Phylum de Actinobacteria, 15.2% en Proteobacteria y 5.3% en Firmicutes; la muestra con cultivo presentó 24.6% de Proteobacteria, 8% en Actinobacteria y 3.9% de Bacteroidetes; en relación a las secuencias que se agruparon en las no clasificadas derivadas de Bacteria para la muestra sin cultivo fue 48.8% y para la muestra con cultivo 38.7%. Los resultados mostraron que el grupo Actinobacteria disminuye en presencia del cultivo, y se observó un comportamiento inverso en el grupo Proteobacterias que aumentó con la presencia del cultivo, esto concuerda con lo descrito por Chávez-Romero *et al.* (2016) en los que determinaron este grupo de bacterias. Las Familias específicas para cada muestra presentaron porcentajes menores a 1%; sin embargo, es importante describirlas ya que marcan diferencias entre la composición de las dos muestras analizadas, en el caso del suelo sin

cultivo la Familia *Verrucomicrobiaceae* (seis secuencias) se ha asociado a diferentes ambientes y juega un papel importante en los ambientes acuáticos (Rocha *et al.*, 2010). Para el caso de la muestra con cultivo, las Familias *Brevibacteriaceae* y *Carnobacteriaceae* fueron las de mayor prevalencia, 103 y 105 secuencias respectivamente (Figura 1, 2, 3). La familia *Carnobacteriaceae* se ha registrado en diversos ambientes y destaca la presencia de sus miembros por su importancia en la industria alimentaria (Nicholson *et al.*, 2012). La familia *Brevibacteriaceae* se encuentra en diversos ambientes y presentan actividades proteolíticas y lipolíticas que las destacan en la industria de alimentos, principalmente en la maduración de quesos (Forquín-Gómez *et al.*, 2014).

Respecto a las Familias encontradas en mayor proporción en ambas muestras (Cuadro 1), destacan por presentar más del 1% de secuencias. *Micrococcaceae*, usos para producción de carnes fermentadas (Dastager *et al.*, 2014); *Nocardioideae*, aislamientos de raíces de plantas herbáceas (Zhin *et al.*, 2009); *Pseudomonadaceae* (Garrity *et al.*, 2000); *Streptomycetaceae* se caracteriza por la producción de sustancias antimicrobianas (Ramazani *et al.*, 2013); En tanto la familia *Bacillaceae* algunos de sus miembros están asociados a la promoción de crecimiento vegetal (Mandic-Mulec *et al.*, 2015); *Oxalobacteraceae* asociado a ambientes con metales pesados y altas temperaturas (Gaspar *et al.*, 2015). Los estimadores de diversidad sugieren que las muestras son diversas con base al estimador de Shannon y Simpson que son considerados estimadores de estructura mostraron

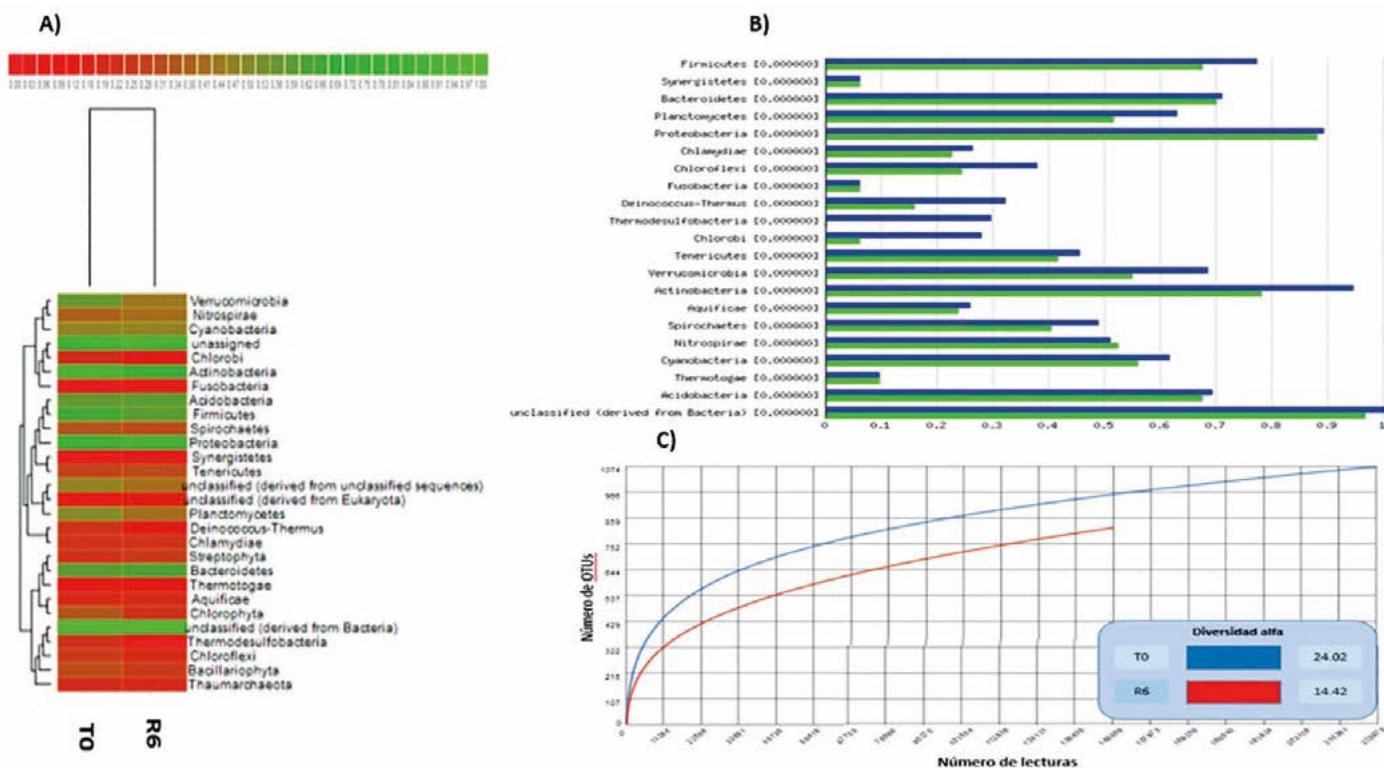


Figura 1. Análisis de diversidad alfa y beta en la plataforma MG – Rast. A) Mapa de calor de la relación de los OTUs a nivel de phyla, se observa que las dos muestras presentaron características similares con respecto a la composición de su bioma. B) Gráfico de barras que permite visualizar la composición de las Phyla en las muestras analizadas; C) Curva de rarefacción que permite observar que la muestra R-4 es menos diversa con respecto a la T0.

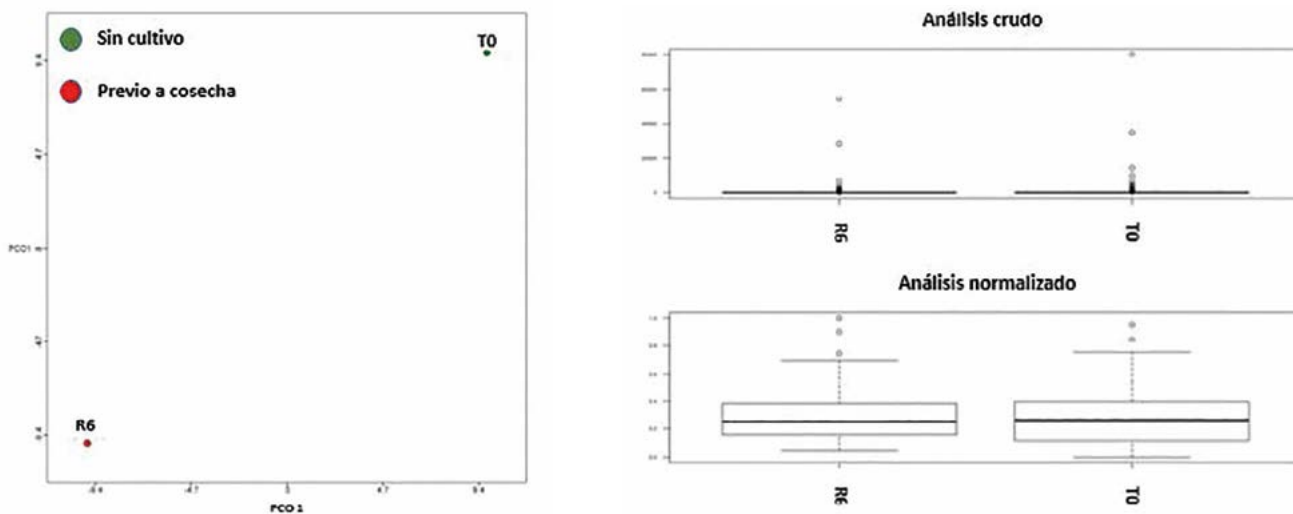


Figura 2. Análisis de diversidad beta de muestras de suelo rizosférico de maíz en cultivo mixto. A) Gráfico de análisis de componentes principales de las muestras de suelo, las muestras T0 y R-4 no presentaron similitud en la composición de comunidades microbianas. B) datos crudos muestra que hay pocas secuencias que presentaron asignación de identidad con la base de datos y se observan varios datos externos. Los datos normalizados presentaron un comportamiento similar a los datos crudos, pero con mayor representatividad de secuencias identificadas, se observa que el gráfico R-4 tiene mayor número de muestras externas y cuartiles más pequeños con respecto a la muestra T-0.

la posibilidad de encontrar nuevos OTU con respecto a la cantidad de OTU observados, estos resultados aunados a los OTU que se detectaron en mayor proporción indica que los grupos asociados a metabolismo de nitrógeno, fósforo y elementos trazas como Fe y Mn, son importantes para determinar la relación de las comunidades con el tipo de suelo. Esto concuerda con lo reportado con Chávez-Romero *et al.* (2016), donde describen aumento de la abundancia relativa de *Bacteroidetes*, *Actinobacteria* y *Firmicutes* que pudieran estar relacionados con el tipo de manejo agronómico aplicado en las parcelas.

CONCLUSIONES

Este trabajo permitió describir los grupos microbianos presentes en una parcela para cultivo de maíz, estos grupos se asocian a diversas funciones metabólicas importantes para generar componentes que benefician el adecuado desarrollo de las plantas, tales como solubilizadores de fósforo, fijadores de nitrógeno y resistencia a metales como hierro y cobre. El manejo agronómico que se da a la parcela se relaciona a los cambios detectados en la microbiota de suelo sin cultivo a la estructura con la presencia de las plantas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto de investigación "Estudio de la diversidad microbiana asociada a suelo rizosférico de 10 variedades de maíz" con recursos fiscales del INIFAP, con número de proyecto SIGI: 16131431995. Agradecimientos por el apoyo del Médico Enrique Casillas Gómez en el acceso a la parcela para la obtención de las muestras de suelo en la región de los Altos de Jalisco.

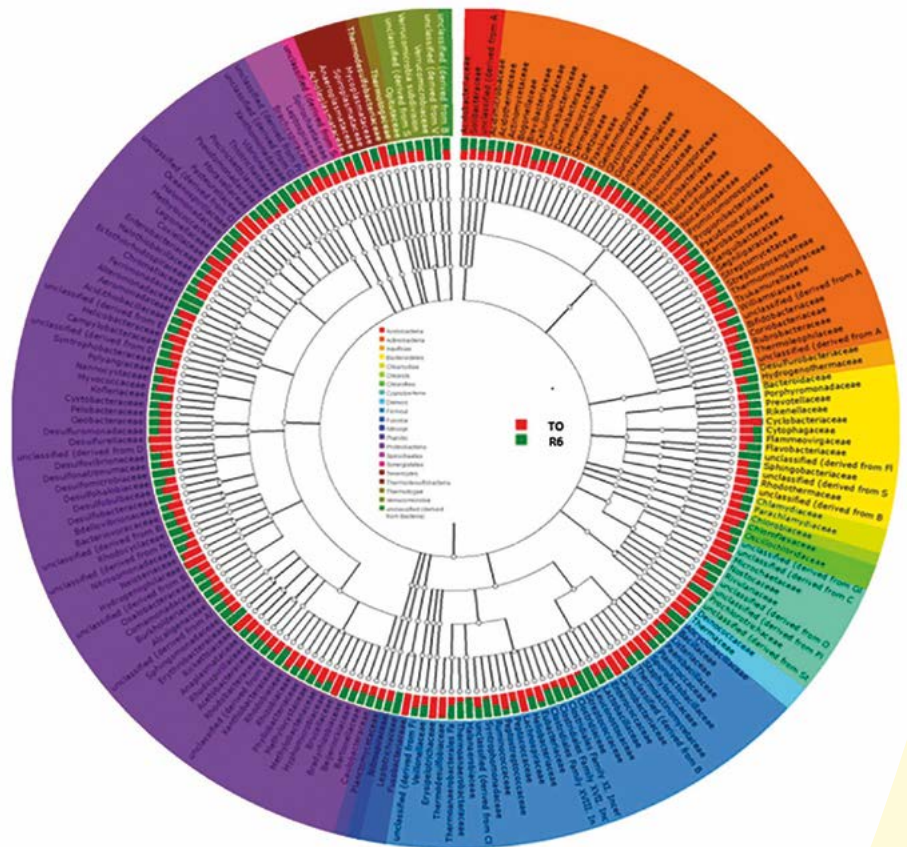


Figura 3. Árbol filogenético a nivel Phyla. En los nodos interiores se observa la relación que existe entre los diferentes muestreos y la familia de microorganismos, con base al código de colores que se encuentra en el centro de la gráfica al lado derecho; en los nodos externos se ejemplifica el tipo de familia y cada color representa la phyla a la que pertenecen las familias, con base al código de colores que se encuentra en el interior de la gráfica al lado izquierdo.

LITERATURA CITADA

Afgan E., Baker D., Beek M., Blankenberg D., Bouvier D., Čech M., Chilton J., Clements D., Coraor N., Eberhard C., Grüning B, Guerler A., Hillman-Jackson J., Kuster G.V., Rasche E., Soranzo N., Turaga N., Taylor J., Nekrutenko A., and Goecks J. 2016. The Galaxy platform for accessible, reproducible and collaborative biomedical analyses: 2016 update. *Nucleic Acids Research*; 2016, doi: 10.1093/nar/gkw343.

Bakker M.G., Chaparro J.M., Manter D.K., and Vivanco J.M. 2015. Impacts of bulk soil microbial community structure on rhizosphere microbiomes of *Zea mays*. *Plant Soil*; 392:115-126.

Bulgarelli D., Garrido-Oter R., Münch P.C., Weiman A., Dröge J., Pan Y., McHardy A.C., and Schulze-Lefert P. 2015. Structure and Function of the Bacterial Root Microbiota in Wild and Domesticated Barley. *Cell Host Microbe*; 17(3):392-403.

Bulgarelli D., Schlaeppi K., Spaepen S., Themaat E.V.L., and Schulze P. L., 2013. Structure and functions of the bacterial microbiota of plants. *Annual Review of Plant Biology*; 64:807-838.

Cadena-Zamudio J.D., Martínez-Peña M.D., Guzmán-Ramírez L.F., Arteaga-Garibay R.I., 2016. Aplicación de la secuenciación masiva para el estudio y exploración de diversidad microbiana y su aprovechamiento biotecnológico. *AgroProductividad*; 9(2):70-83.

Carvalho L.C., Muzzi F., Tan C.H., Hsien-Choo J., and Schenk P.M. 2013. Plant growth in *Arabidopsis* is assisted by compost soil-derived microbial communities. *Frontiers in Plant Sciences*; 4:235.

Chauhan P.S., Chaudhry V., Mishra S., Nautiyal C.S. 2011. Uncultured bacterial diversity in tropical maize (*Zea mays* L.) rhizosphere. *Journal of Basic Microbiology*; 51:15-32.

Chávez-Romero Y., Navarro-Noya Y.E, Reynoso-Martínez S.C., Sarria-Guzmán Y., Govaerts B., Verhulst N., Dendooven L., and Luna-Guido M. 2016. 16S metagenomics reveals changes in the soil bacterial community driven by soil organic C, N-fertilizer and tillage-crop residue management. *Soil and Tillage Research*; 159(2016):1-8.

CONABIO. 2010. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Tabla descriptiva de razas de Maíz en México. Acceso: 05/mayo/16, en: http://www.biodiversidad.gob.mx/genes/pdf/proyecto/Anexo6_ReunionesTalleres/Tabla%20razas_marzo%202010.pdf.

- Dastager S.G., Krishnamurthi S., Rameshkumar N., Dharne M. 2014. The Family Micrococcaceae. In book: The Prokaryotes, pp.455-498. DOI: 10.1007/978-3-642-30138-4_168.
- Eakin H., Perales H., Appendini K., and Sweeney S. 2014. Selling maize in Mexico: the persistence of peasant farming in an era of global markets. *Economic Development and Cultural Change*. 45: 133-155.
- Forquin-Gomez M.P., Weimer B.C., Sorieul L., Kalinowski J., and Vallaeys T. (2014). The Family Brevibacteriaceae. Rosenberg et al. (eds.), The Prokaryotes – Actinobacteria, DOI 10.1007/978-3-642-30138-4_169, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Garrity G.M., Bell J.A. and Lilburn T. 2005. Order IX Pseudomonadales. Family I Pseudomonadaceae nov. In Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, 2nd edn, vol. 2 (The Proteobacteria), part B (The Gammaproteobacteria), p. 1. Edited by Brenner D.J., Krieg N.R., Staley J.T., and Garrity G.M. New York, Springer.
- Gaspar H., Ferreira R., González J.M., da Clara M.I., Santana M.M. 2015. Influence of Temperature and Copper on Oxalobacteraceae in Soil Enrichments. *Current Microbiology*; 71(6): DOI 10.1007/s00284-015-0960-1. *Revista Fitotecnia Mexicana*; 36(3-A):329-338.
- González-Castro ME, Palacios-Rojas N, Espinoza-Banda A, y Bedoya-Salazar CA. 2013. Diversidad genética en maíces nativos mexicanos tropicales.
- Hernández-Ibáñez A.M., Arteaga-Garibay R.I., Martínez-Peña M.D., Zaldívar-López H.A., Aragón-Cuevas F., y Avendaño-Arrazate C.H. 2015. Guía para toma de muestras de suelo rizosférico para análisis microbiológico. Folleto Técnico No. 1. Centro Nacional de Recursos Genéticos, Tepatlán de Morelos, Jalisco, México. 40 pág.
- Mandic-Mulec I., Stefanic P., van Elsas J.D. 2015. Ecology of Bacillaceae. *Microbiology Spectrum*; 3(2): TBS-0017-2013.
- Nicholson W.L., Krivushin K., Gilichinsky D., and Schuerger A.C., 2012. Growth of *Carnobacterium* spp. from permafrost under low pressure, temperature, and anoxic atmosphere has implications for Earth microbes on Mars. *PNAS*, 110(2):666-671.
- Paarmann D., D'Souza M., Olson R., Glass E.M., Kubal M., Paczian T., Rodriguez A., Stevens R., Wilke A., Wilkening J., and Edwards R.A. (2008). The metagenomics RAST server – a public resource for the automatic phylogenetic and functional analysis of metagenomes. *BMC Bioinformatics*; 9:386.
- Peiffer J.A., Spor A., Koren O., Jin Z., Tringe S.G., Dangl J.L., Buckler E.S., and Ley R.E., 2013. Diversity and heritability of the maize rhizosphere microbiome under field conditions. *PNAS*; 110(16):6548-6553.
- Ramazani A, Moradi S., Sorouri R., Javani S., and Garshabi M. 2013. Screening for antibacterial activity of *Streptomyces* species isolated from Zanjan province, Iran. *International Journal of Pharmaceutical, Chemical and Biological Sciences*; 3(2):342-349.
- Reif J.C., Warburton M.L., Xia X.C., Hoisington D.A., Crossa J., Taba S., Muminović J., Bohn M., Frisch M., Melchinger A E (2006). Grouping of accessions of Mexican races of maize revisited with SSR markers. *Theor. Appl. Genet.* 113:177-85.
- Rocandio, R. M., Santacruz, V. A., Córdova, T. L., López, S. H., Castillo, G. F., Lobato, O. R., García Z. J. J., Ortega P. J. 2014. Caracterización Morfológica y Agronómica de Siete Razas de Maíz de los Valles Altos de México. *Revista Fitotecnia Mexicana*. 37: 351 - 361.

Cuadro 1. Proporción de Familias detectadas en un cultivo de maíz Zamorano Amarillo.

Secuencias y OTUs obtenidos			
Muestra	T0	R-6	Total
OTUs (familia)	195	187	207
Secuencias	n=193 342	n=102768	N=296 110
Estimadores de diversidad (EstimateS)			
Chao 1	214.25	207.41	NA
Chao 2	207.23	190.68	NA
Alpha	21.81	21.63	NA
Shannon	2.41	2.25	NA
Simpson	3.26	3.09	NA
Familias con una proporción mayor al 1% en la parcela (MG-RAST)			
sin clasificar (derivado de Bacteria)	51.32304414	60.76405107	54.59964202
Micrococcaceae	7.515180354	0.918573875	5.225760697
Nocardioidaceae	5.287521594	0.658765374	3.681064469
sin clasificar (derivado de Alphaproteobacteria)	2.726774317	4.16374747	3.225490527
sin clasificar (derivado de Betaproteobacteria)	3.420363915	1.89845088	2.892168451
Pseudomonadaceae	0.034653619	6.460182158	2.264698929
sin clasificar (derivado de Deltaproteobacteria)	1.582170454	1.111240853	1.418729526
Streptomycetaceae	2.059562847	0.067141523	1.368072676
Bacillaceae	1.711475003	0.529347657	1.301205633
Mycobacteriaceae	1.209773355	1.466409777	1.298841647
Oxalobacteraceae	0.4122229	2.391795111	1.099253656
sin clasificar (derivado de Proteobacteria)	1.194256809	0.867001401	1.080679477
Pseudonocardiaceae	1.257357429	0.525455395	1.003343352
Otros	20.26564326	18.17783746	19.54104893
Total (%)	100	100	100

Rocha U.N., Elsas J.D., Overbeek L.S. (2010). Real-time PCR detection of Holophagae (Acidobacteria) and Verrucomicrobia subdivision 1 groups in bulk and leek (*Allium porrum*) rhizosphere soils. *Journal of Microbiological Methods*; 83(2010):141-148.

SAGARPA: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación-Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. 2016. Producción anual. Cierre de la producción agrícola por cultivo. SIAP-SAGARPA. Disponible en: <http://www.siap.gob.mx/cierre-de-la-produccion-agricola-por-cultivo/> Accesado el: 19/20/16.

Sánchez G.J.J., Goodman M.M., Stuber C.W. 2000. Isozymatic and morphological diversity in the races of maize of Mexico. *Economic Botany*; 54:43-59.

Weinert N., Piceno Y., Ding G.C., Meincke R., Heuer H, Berg G, Schloter M., Andersen G., and Smalla K. 2011. PhyloChip hybridization uncovered an enormous bacterial diversity in the rhizosphere of different potato cultivars: many common and few cultivar-dependent taxa. *FEMS Microbiology Ecology*; 75(2011):497-506.

Wellhausen E. J., Roberts L. M., Hernandez X. E., and Mangelsdorf P. C. 1951. Razas de maíz en México. Su origen, características y distribución. Oficina de Estudios Especiales Secretaría de Agricultura y Ganadería. Folleto técnico 55. México, D.F.

DESPIGMENTACIÓN DEL CHAYOTE *Sechium edule* (Jacq.) Sw EN ACTOPAN, VERACRUZ, MÉXICO

DEPIGMENTATION OF CHAYOTE *Sechium edule* (Jacq.) Sw IN ACTOPAN, VERACRUZ, MÉXICO

Cisneros-Solano, V.M.¹

¹Profesor-Investigador. Universidad Autónoma Chapingo. Centro Regional Universitario Oriente. Km. 6 Carretera Huatusco-Xalapa. C.P. 94100. Huatusco, Veracruz, México.

*Autor para correspondencia: vcisneross@yahoo.com.mx

RESUMEN

El chayote [*Sechium edule* (Jacq.) Sw.]], es un producto no tradicional de exportación, y el estado de Veracruz produce todo el año, ya que ha ampliado el corredor de cultivo en tres regiones agroclimáticas. La primera se ubica en la zona del bosque mesófilo de montaña en el centro del estado, en altitudes de 1580 a 1150 m. En ésta se encuentran los municipios de Coscomatepec, Huatusco, Ixhualtán del Café, Chocamán, Orizaba, Tlilapan y Rafael Delgado, sin manejo de riego, únicamente bajo condiciones de temporal. La segunda región se localiza en áreas de vegetación de selva mediana perennifolia, en altitudes de 1100 a 780 m, que agrupa al municipio de Ixtaczoquitlán, bajo condiciones de riego y temporal. La tercera región se ubica en áreas de selva baja caducifolia en altitudes de 300 a 210 m en los municipios de Actopan y Emiliano Zapata bajo condiciones de riego, donde se ha detectado de forma recurrente la despigmentación de la epidermis del fruto. Considerado la importancia económica que representa, se realizó un análisis de las variables que influyen en la ecofisiología del cultivo, bajo diferentes premisas, considerando que en esta región la especie es introducida.

Palabras clave: Chayote güero, ecofisiología, suelos, variables climáticas.

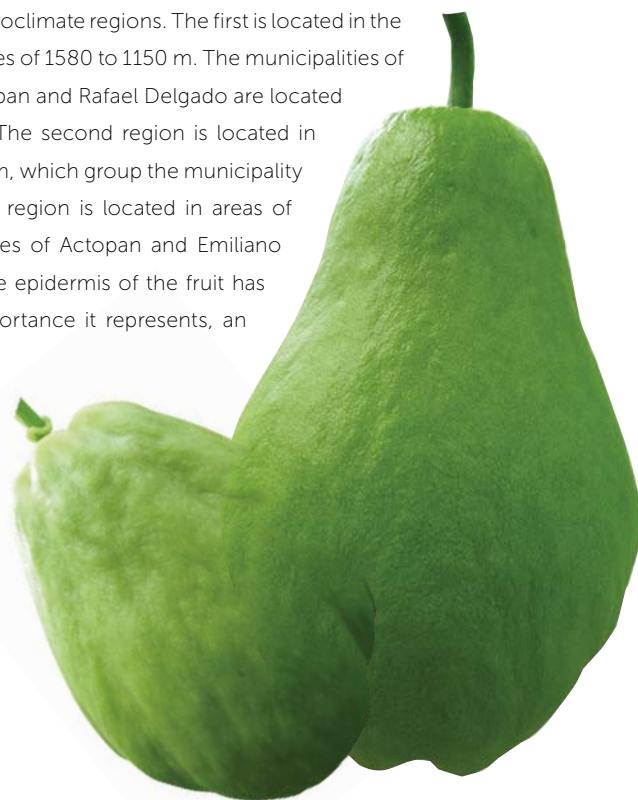
ABSTRACT

Chayote [*Sechium edule* (Jacq.) Sw.]] is a non-traditional export product, and the state of Veracruz produces it throughout the year, since it has broadened the crop's corridor in three agroclimate regions. The first is located in the zone of mountainous mesophyll forest in the center of the state at altitudes of 1580 to 1150 m. The municipalities of Coscomatepec, Huatusco, Ixhualtán del Café, Chocamán, Orizaba, Tlilapan and Rafael Delgado are located in it, without irrigation management, solely under rainfed conditions. The second region is located in areas of medium evergreen forest vegetation, at altitudes of 1100 to 780 m, which group the municipality of Ixtaczoquitlan, under conditions of irrigation and rainfed. The third region is located in areas of low deciduous forest at altitudes of 300 to 210 m, in the municipalities of Actopan and Emiliano Zapata, under conditions of irrigation, where the depigmentation of the epidermis of the fruit has been detected in a recurring manner. Considering the economic importance it represents, an analysis of the variables that influence the ecophysiology of the crop was performed, under different assumptions, taking into consideration that the species was introduced into this region.

Keywords: Chayote güero, ecophysiology, soils, climate variables.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto. 2016. pp: 71-77.

Recibido: octubre, 2014. **Aceptado:** mayo, 2016.



INTRODUCCIÓN

El chayote [*Sechium edule* (Jacq.) Sw.]], es un producto no tradicional de exportación (Cadena *et al.*, 2001), cuyo uso principal es el alimentario (Lira-Saade, 1996). Además de la raíz, hojas y puntas tiernas de las guías, el fruto en madurez hortícola o fisiológicamente maduro es el órgano principal de consumo. Esta especie presenta una amplia variación en la forma y color de frutos, muchos de los cuales se conocen únicamente en mercados locales. La importancia económica que cada ecotipo de chayote representa, se basa principalmente en la preferencia local, la cual, aunque en la mayoría de los casos es muy limitada, ha permitido conservar tanto su identidad fenotípica como su nomenclatura etnobotánica. La identificación de los ecotipos se hace además del fenotipo, por ciertas cualidades en particular, por ejemplo, en la región central de Veracruz, la cultura popular resume en tres grandes grupos a los chayotes cultivados: los blancos, verdes y espinosos, haciendo hincapié en que los dos primeros generalmente son lisos. El sabor y consistencia es otra cualidad importante, por ejemplo, de sabor simple o neutro (mucho agua en la pulpa y poca fibra), ligeramente dulce como los amarillos (en estado fisiológicamente maduro) y amargos, donde estos últimos son los silvestres. La consistencia "seca" o "camotuda" (almidonosa) y "estropajuda" (fibrosa) del fruto, son otras características usadas tradicionalmente, y se relacionan con la cocción o uso alimentario, es decir, hervidos con sal, en dulce, en guisos caldosos (sopas), para comer en frío o asado a semejanza de papas. Actualmente, la comercialización a gran escala de chayote en México y Centro América, recae en un solo ecotipo denominado chayote verde liso para exportación (Cadena *et al.*, 2005e). Para esta variedad se han realizado diferentes investigaciones acerca de su valor nutrimental y medicinal (Silva-CR *et al.*, 1990, Vozari-Hampe *et al.*, 1992), sanidad (Rivera y Brenes, 1996), ecofisiológicos (Cadena *et al.*, 2001), tecnología postcosecha (Aung-LH *et al.*, 1996; Cadena *et al.*, 2005a), así como, normalización para su mercadeo internacional (Anónimo, 2003), mientras que para el resto de los ecotipos de chayote no existe tal cantidad de estudios, escasamente se han realizado registros etnobotánicos y filogenéticos (Maffioli, 1981, Cruz-León y Querol-Lipovich, 1985, Cross *et al.*, 2001). El fruto en madurez hortícola se comercializa hacia los mercados de Norteamérica. México, es el segundo exportador mundial después de Costa Rica. Otros países productores importantes son Guatemala, Brasil, Puerto Rico, Argelia, India, Nueva Zelanda y Australia, aunque la mayor parte de su producción es para autoconsumo (Cadena *et al.*, 2001; Brenes-Hine, 2002). En la República Mexicana, la producción importante se agrupa en los estados de Chiapas, Michoacán, Estado de México, Nayarit, Jalisco y Veracruz. Este último es el principal productor nacional con una superficie aproximada de 2,500 ha anuales que aportan el 87% del volumen (Bancomext, 1999; Cadena *et al.* 2005e). El estado de Veracruz produce todo el año, ya que ha ampliado el corredor de cultivo en tres regiones agroclimáticas. La primera se ubica en la zona del bosque mesófilo de montaña en el centro del estado en altitudes de 1580 a 1150 m. En ésta se encuentran los municipios de Coscomatepec, Huatus-



co, Ixhuatlán del Café, Chocamán, Orizaba, Tlilapan y Rafael Delgado, sin manejo de riego, únicamente bajo condiciones de temporal. La segunda región se localiza en áreas de vegetación de selva mediana perennifolia, en altitudes de 1100 a 780 m, que agrupa al municipio de Ixtaczoquitlan, bajo condiciones de riego y temporal. La tercera región se ubica en áreas de selva baja caducifolia en altitudes de 300 a 210 m en los municipios de Actopan y Emiliano Zapata bajo condiciones de riego. Para el caso del chayote espinoso, se han identificado áreas de cultivo altitudinalmente superiores al bosque mesófilo desde 1600 a 2800 m en los estados de Veracruz, Michoacán, Puebla y Estado de México. En los dos últimos estados se ubican las mayores superficies de cultivo de chayote espinoso. Referente al ecotipo negro xalapa, existen dos áreas importantes de cultivo, una en Ixtapa, Chiapas y otra en Tuzamapa, Veracruz; el destino de la producción es para mercado local (Figura 1 A,B).

Desde el año 1997 en el corredor agroclimático de Actopan se reportó la pérdida de color verde de la epidermis del chayote hasta tornarlos amarillo y blancos. Por lo anterior se planteó afrontar las siguientes preguntas: ¿cuáles son las condiciones ambientales y técnico-productivas que originan y desarrollan al chayote blanco? ¿Cuál es su época de aparición? ¿Cuáles son las localidades y parcelas donde se presenta y dónde no? ¿Qué alternativas productivas se sugieren para que los chayoteros de Actopan, puedan enfrentar con éxito el

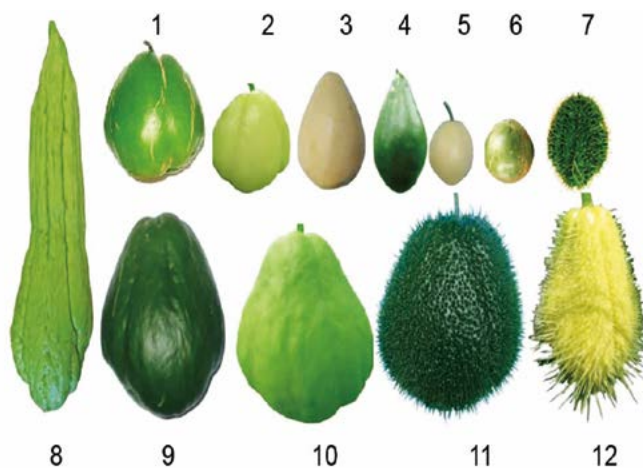
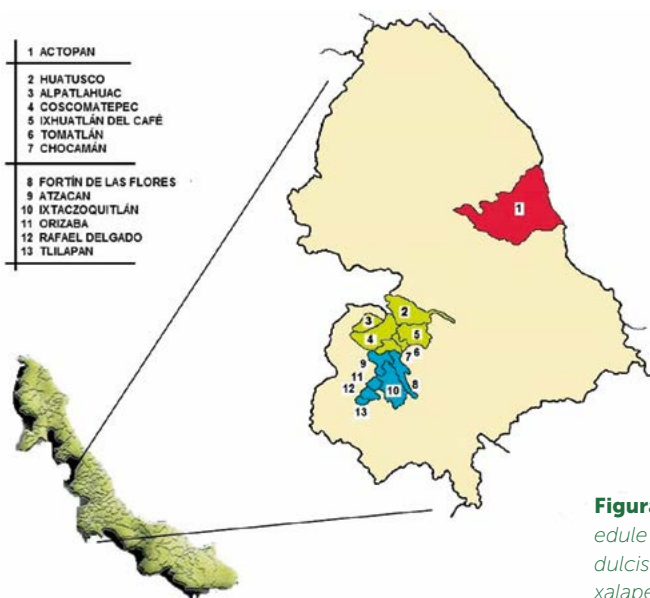


Figura 1. A: Ubicación geográfica del corredor productivo de chayote (*Sechium edule* (Jacq.) Sw.). B: Variación infra específica de *S. edule*: *nigrum levis*, *albus levis*, *dulcis*, *nigrum conus*, *albus minor*, *nigrum minor*, *S. edule*, *nigrum máxima*, *nigrum xalapensis*, *virens levis*, *nigrum spinosum*, *albus spinosum* (Cadena-Iñiguez, 2005).

fenómeno en cuestión? Así, el objetivo del trabajo fue ubicar y caracterizar agroecológica y productivamente las áreas afectadas por el fenómeno del chayote güero que se presenta en el municipio de Actopan, Veracruz.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio abarca al municipio de Actopan, Veracruz, esencialmente las comunidades productoras de chayote afectadas por el fenómeno del chayote blanco

(NW del Puerto de Veracruz, a 19° 22' y 19° 43' N, y 96° 20' y 96° 46' O) (Figura 2).

Se diseñó una investigación con métodos cuantitativos y cualitativos que incluyó reuniones y entrevistas con productores de comunidades afectadas; levantamiento de planos parcelarios con el enfoque de clases campesinas (Licona et al., 1992); determinación de clases de tierras de comunidades seleccionadas; obtención de muestras

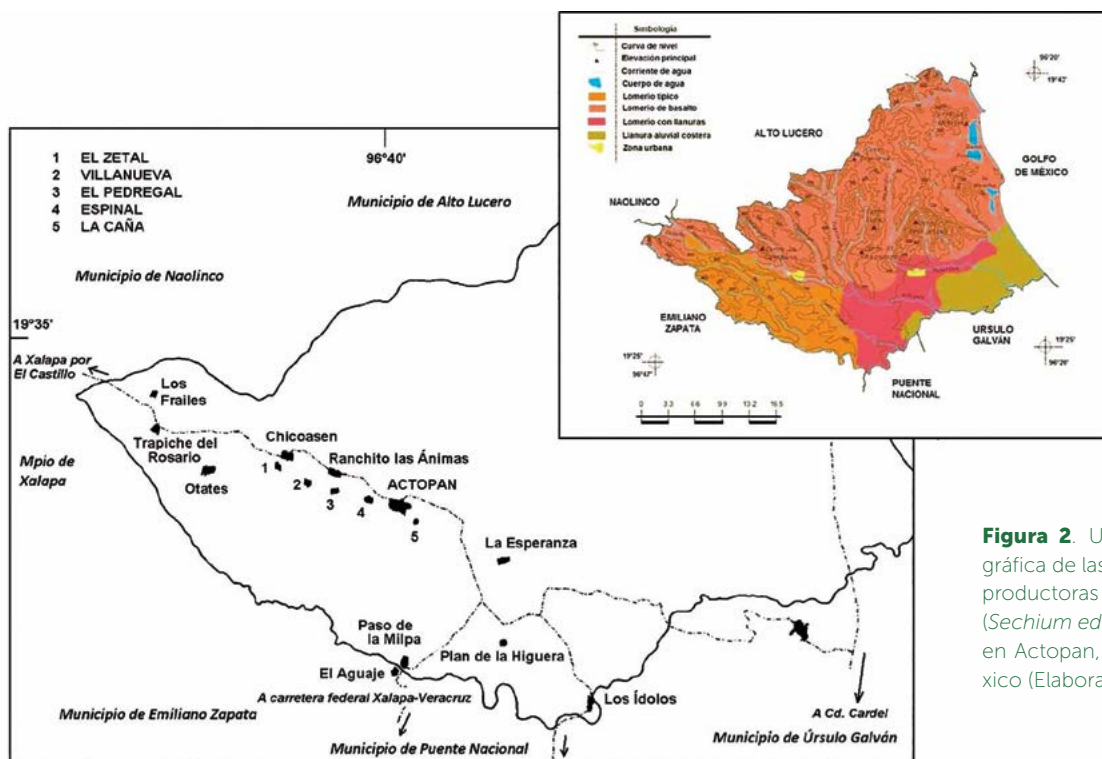


Figura 2. Ubicación geográfica de las comunidades productoras de chayote (*Sechium edule* (Jacq.) Sw.) en Actopan, Veracruz, México (Elaboración propia).

de suelos y análisis de laboratorio; e información sobre el manejo agronómico del cultivo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actopan, es un municipio ubicado en la planicie costera del centro del estado de Veracruz, al NW del Puerto del mismo nombre y al sur de la sierra de Chiconquiaco. Municipalmente, colinda al norte con Alto Lucero; al sur con Úrsulo Galván, Puente Nacional y Emiliano Zapata; al este con el Golfo de México y al poniente con Naoilco, Xalapa y Emiliano Zapata. Le domina un relieve montañoso y volcánico al norte, centro y poniente del municipio, y áreas planas sedimentarias al sur y oriente, en dirección al Golfo de México. En la zona montañosa discurre un cañón de poniente a oriente que casi llega a la cabecera municipal, donde se establecen las comunidades que cultivan chayote y mango; al oriente de Actopan, el cauce se abre para encontrar áreas llanas con actividad ganadera, caña de azúcar y hortalizas; su altitud varía de 0 a 800 m (Figura 2). Se ubica en una franja de clima cálido, con temperatura media anual de 24.7 °C y una máxima y mínima promedio de 30.5 °C y 15.2 °C. La precipitación anual es de 1026.4 mm, que es el régimen más seco de los subhúmedos (Cuadro 1 Figura 3).

De acuerdo a la Figura 3, la combinación de la precipitación (PR) y evapotranspiración (ETP) origina un periodo seco de 5.5 meses al inicio del año; seguido de uno húmedo menor a cinco meses y ligera canícula; al final del año, ocurre otro seco de casi dos meses. En tal razón, el balance anual de humedad arroja un déficit de 375.3 mm (36.5% del total anual precipitado) que es enmendado con riego de agosto a mayo. Durante este periodo es que generalmente se establece el cultivo de chayote. La región se distingue por valores altos de temperatura, con un régimen cálido (Figura 4); la media anual es de 24.7 °C pero registra 27.4 °C en mayo y 20.9 °C en enero. La media máxima alcanza 30.5 °C, más alta en mayo (33.7 °C) y disminuye a 26.9 °C en diciembre y enero. Finalmente, la media mínima es de 15.2 °C, con valores de 19.2 °C en junio y 10.5 °C en enero. Estos datos definen un ambiente cálido con alta evapotranspiración y la necesidad de ajustar el ciclo de cultivo a los meses más benignos para la especie.

Las comunidades afectadas

El municipio de Actopan se compone de 118 localidades

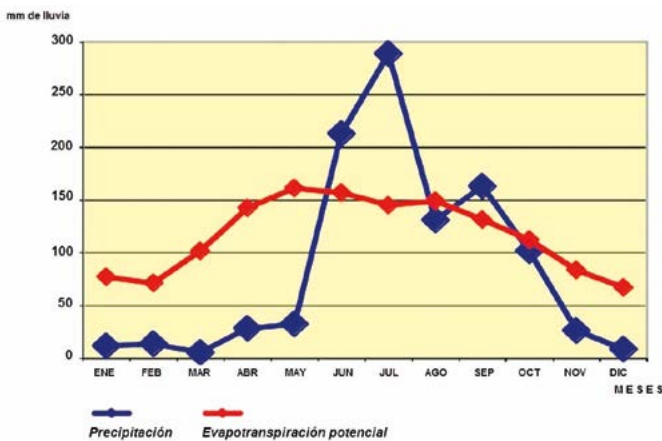


Figura 3. Valores de precipitación y evapotranspiración potencial registrada en Actopan, Veracruz, México.

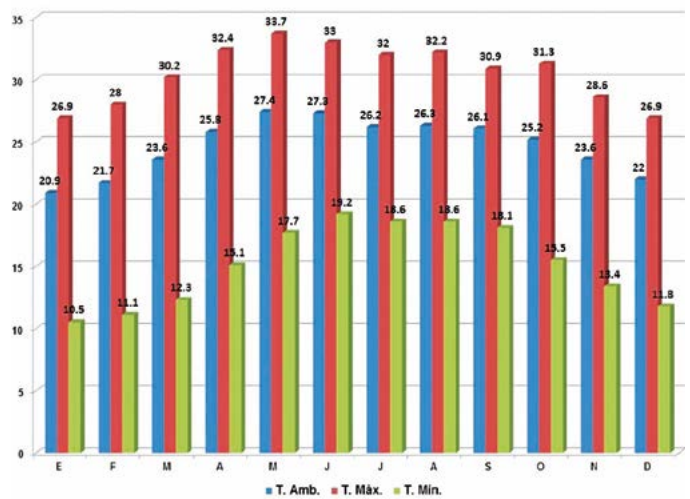


Figura 4. Valores de temperatura ambiental máxima y mínima registrada en Actopan, Veracruz, México.

Variable	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOTAL
PR	12.0	13.9	5.8	28.5	32.7	213.1	288.7	131.2	163.3	101.8	26.5	8.9	1026.4
ETP	77.3	71.5	101.9	142.6	161.4	157.1	145.3	149.4	131.6	112.6	83.7	67.3	1401.7
Tmem	20.9	21.7	23.6	25.8	27.4	27.3	26.2	26.3	26.1	25.2	23.6	22.0	24.7
Tmmmx	26.9	28.0	30.2	32.4	33.7	33.0	32.0	32.2	30.9	31.3	28.6	26.9	30.5
Tmmmin	10.5	11.1	12.3	15.1	17.7	19.2	18.6	18.6	18.1	15.5	13.4	11.8	15.2

Fuente: García (1981); CNA (2001) y estimaciones del autor. PR: precipitación (mm) ETP: evapotranspiración potencial (mm) Tmem: temperatura media mensual (°C) Tmmmx: temperatura media mensual máxima (°C) Tmmmin: temperatura media mensual mínima (°C).

de distinto tamaño, de las cuales, 15 se dedican en mayor proporción al cultivo del chayote (Beristain, 2000) (Cuadro 2).

Para el 2000, el Cuadro 2 destaca la existencia de 346 productores cultivando chayote en 441.75 ha, datos que varían anualmente. De las 15 comunidades productoras, 10 son las principales localidades donde el fenómeno del chayote blanco se presenta de forma más aguda y reiterativa. Para el 2000 estaban involucrados 297 productores (85.8% del total) y 372.5 ha (84.3%), lo cual dimensiona el grado de incidencia (Cuadro 3). Estas comunidades tienen en común su localización pues son contiguas al cauce del río Actopan, en un gradiente altitudinal de 531 m en la parte más alta hasta 96 m en la parte baja, sobre un cañón labrado por el cauce aunque no regadas directamente por esas aguas sino por afluentes menores que conforman la cuenca (Figura 5).

Aparición del chayote blanco

El chayote güero es un fenómeno que según los productores, se manifestó en 1997, en principio, en las comunidades Paso de la Milpa, municipio de Actopan; y El Aguaje, municipio de Emiliano Zapata. Después, ocurrió en Chicoasen y Ranchito Las Ánimas; y finalmente se presentó en Otates y Trapiche del Rosario, todas del municipio de Actopan. Su aparición inicial ocurrió en manchones dentro de la parcela, sin embargo, al siguiente año, los volúmenes aumentaron. Para el ciclo 1998-1999 la despigmentación ocupó mayor superficie en parcelas y comunidades. De aparecer solo en manchones, ocupó toda la parcela o buena parte de ella. Pasó a ser un hecho preocupante

pues la producción fue mayor y ya no pudo comercializarse. La alarma se propagó a todos los pueblos donde se cultivaba chayote y se iniciaron los intentos para controlarlo. La época de aparición la asocian con la presencia de "calor" y "soles" intensos que se presentan en febrero y marzo, aunque desde enero pueden ocurrir. Por el contrario, en los meses donde hace frío, producto del impacto de los vientos del norte generalmente húmedos, tal cambio de color no ocurre. Considerando tales observaciones es pertinente compararlas con los datos de temperaturas que suceden en la zona y relacionar su veracidad (Cuadro 4). Así, en cuanto a que "febrero-marzo (y también enero)" son los meses donde hace más calor y aparece el chayote güero (blanco), la afirmación no es válida pues sus datos son 28 °C, 30.2 °C y 26.9 °C, menores a los máximos que ocurren en mayo y junio (33.7 °C y 33 °C). Es probable que la afirmación de los meses de mayor calor sea correcta si se refieren a los más cálidos en el ciclo de cultivo pero no del año; entonces si coincide con febrero y marzo; abril ya no se considera pues en este mes el ciclo casi ha terminado.

Condiciones edáficas de los sitios de aparición

Aunque la literatura no aborda temas similares, Cadena et al., (2000) concluyen que debido al éxito del cultivo, el chayote se ha establecido en *sitios agroclimáticos atípicos, induciendo alteraciones (...y...) observándose la presencia de plantas con clorosis en guías, zarcillos, peciolo de hojas y frutos, donde éstos últimos, finalizan su madurez comercial de color blanco semejante a un albinismo*. Ranchito Las Ánimas y Chicoasen son dos comunidades afectadas por la decoloración del

Cuadro 2. Comunidades productoras de chayote en Actopan, Veracruz, México.

Comunidades	No. de productores	ha	Comunidades	No. de productores	ha
1. Actopan	45	50.50	9. Paso de la Milpa	40	39.25
2. La Caña	25	18.50	10. Pedregal	6	8.00
3. Chicoasen	50	51.50	11. Plan de la Higuera	25	29.50
4. La Esperanza	8	23.50	12. Ranchito Las Ánimas	65	90.25
5. El Espinal	18	30.75	13. Trapiche del Rosario	7	20.25
6. Los Frailes	8	6.00	14. Villanueva	15	15.00
7. Ídolos	2	2.00	15. El Zetal	11	5.0
8. Otates	21	51.50			
			Total	346	441.75

Fuente: Beristain (2000) y trabajo de campo (2001).

Cuadro 3. Comunidades del municipio de Actopan, Veracruz, afectadas en el año 2000 por el fenómeno del chayote blanco.

Localidad	Productores	ha	Comunidades	Productores	ha
1. Actopan	45	50.50	6. Paso de la Milpa	40	39.25
2. La Caña	25	18.50	7. Ranchito Las Ánimas	65	90.25
3. Chicoasen	50	51.50	8. Trapiche del Rosario	7	20.25
4. El Espinal	18	30.75	9. Villanueva	15	15.00
5. Otates	21	51.50	10. El Zetal	11	5.0
TOTALES	159	202.75	Total	138	169.75

Fuente: Beristain (2000) y Trabajo de campo (2001).

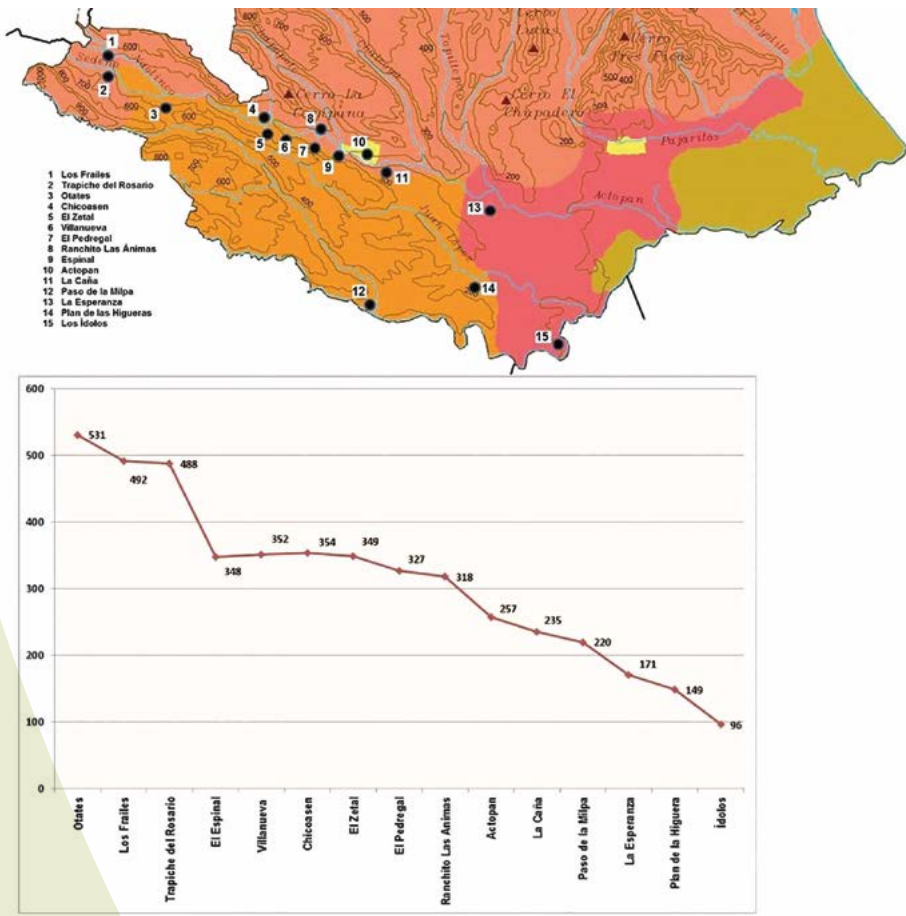


Figura 5. Gradiente altitudinal de las comunidades afectadas por el chayote blanco en Actopan, Veracruz, México.

Cuadro 4. Valores de temperaturas medias, mínimas y máximas presentes en Actopan y su relación con las fechas de aparición del chayote blanco.

variable	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Tmme	20.9	21.7	23.6	25.8	27.4	27.3	26.2	26.3	26.1	25.2	23.6	22.0
Tmmáx	26.9	28.0	30.2	32.4	33.7	33.0	32.0	32.2	30.9	31.3	28.6	26.9
Tmmin	10.5	11.1	12.3	15.1	17.7	19.2	18.6	18.6	18.1	15.5	13.4	11.8

Fuente: Trabajo de campo e información climatológica de la CNA (2001).

Tmmáx: temperatura media mensual máxima (°C).

Tmmin: temperatura media mensual mínima (°C).

Tmme: temperatura media mensual (°C).

chayote. En Chicoasen apareció en "barro amarillo", mientras que en Rancho Las Ánimas fue en "negra barriosa" llamada también "barro negro", denominaciones locales con que los productores identifican sus tierras. El análisis de laboratorio indica que el *barro amarillo* tiene textura migajón-arcillo-arenosa compuesta por 50% arena, 28% limo y 22% arcilla; pH de 6.98; y contenido de materia orgánica de 1.81; es decir, *fuerte contenido de arena; pH casi neutro; y materia orgánica deficitaria*. Por su parte, la *negra barriosa* se distingue por textura migajón-arcillosa formada por 33% arena, 36% limo y 31% arcilla; con pH de 5.6 y contenido de materia orgánica de 1.85%; es decir, *tierra con tendencia a ser arenosa; pH ácido; y materia orgánica deficitaria*. En cuanto a fertilidad, el barro amarillo mostró niveles medianamente ricos

de nitrógeno total (0.13%), bajos de fósforo (1.45 meq kg⁻¹); altos en cationes intercambiables (Ca: 15.72; magnesio: 10.3; potasio: 1.79 meq 100 g); altos en hierro y manganeso (17.0 y 21.4 mg kg⁻¹); marginales en cobre y zinc; conductividad eléctrica baja y el más bajo valor de bases cambiables (CCB=27.94 Cmol kg⁻¹) entre todas las tierras detectadas en Chicoasen. A su vez, en la negra barriosa se determinó el nitrógeno total como medianamente pobre (0.09%); niveles altos de calcio, magnesio y cobre (16.22; 5.76 meq 100 g; 1.40 mg kg⁻¹); muy altos de hierro y manganeso (41.4 y 61.8 mg kg⁻¹). Cadena-Iñiguez *et al.* (2001, 2011) reportan valores de clima, vegetación y suelo de la zona de origen y distribución natural del chayote, los cuales son contrastantes con los registrados en Actopan, Veracruz.

El manejo del cultivo y su relación con el chayote blanco

La reiteración de siembra en las mismas parcelas y por varios ciclos puede ser factor para que el fenómeno se presente; así lo señalan productores que han sembrado este cultivo por más de 20 años en la misma parcela. Sin embargo, no se tienen evidencias analíticas que lo demuestren. En cuanto a que la semilla sea causante del fenómeno, existe la certeza que no es así pues se ha observado que la despigmentación ocurre con semilla de diferente origen. Un aspecto al que los productores culpan parcialmente de la despigmentación es el uso de agroquímicos, aunque su manejo desordenado es propio de ellos; no obstante, en primera instancia esas afirmaciones no se confirmaron al ser amplias y vagas. La realidad es que usan infinidad de productos en tratamiento pre-siembra; herbicidas

para limpiar los terrenos; hormonas e insecticidas para la siembra; y especialmente, productos usados equivocadamente, por ejemplo, insecticidas para controlar hongos; fungicidas para insectos; o fertilizantes foliares con fines mixtos. Lo más notable es la forma peculiar de fertilización al suelo pues solo se hacen cuatro agujeros en las esquinas de la planta, a unos 40 cm de ella y ahí se fertiliza. Versiones no confirmadas hablan que el uso de fertilizantes de fórmulas complejas y la aplicación desmedida de sulfato de amonio propician la aparición del chayote güero.

Por las dificultades presentadas, los productores han asumido estrategias no exitosas derivadas de recomendaciones de vendedores de agroquímicos con productos no probados al respecto, que no aparecen en los prontuarios o tienen procedencia dudosa. Un aspecto que es conveniente destacar por su posible impacto en la nutrición de la planta y consiguiente influencia en la despigmentación del fruto de chayote es la ausencia en el uso de abonos orgánicos. Es una práctica generalizada observar y comprobar que los productores no acuden a ella para mejorar las condiciones del suelo; por el contrario, con el intenso uso de herbicidas hay poco tiempo para la descomposición de residuos del ciclo anterior y por tanto, no hay oportunidad de restituir los niveles de fertilidad del sustrato. Este aspecto es pertinente subrayarlo ya que la región de Actopan es la **única zona donde no se usan abonos orgánicos** a diferencia de las otras regiones productoras de Veracruz, donde es una práctica cotidiana. En siguientes publicaciones insistiremos en ella pues ensayos preliminares indican que acciones combinadas de ausencia de materia orgánica, fertilizaciones inadecuadas y condiciones estresantes de temperatura y humedad pueden ser los causantes de la despigmentación del chayote en la región auscultada.

CONCLUSIONES

Aun cuando este estudio fue descriptivo y orientado a conocer las observaciones empíricas de los productores de chayote, los datos climáticos de la región son contrastantes a los registrados en su hábitat

original, lo cual aunado al desorden agronómico, puede estar incidiendo en la pérdida de color de la epidermis del fruto. No obstante lo anterior, no deben descartarse las relaciones donde la planta responde fisiológicamente a algún estímulo ambiental (aumentos de temperatura); estrés por variaciones en humedad, temperatura y disponibilidad de nutrientes; o a factores tecnológicos como la deficiencia de materia orgánica.

AGRADECIMIENTOS

A la Fundación Produce de Veracruz A.C. por invitarnos a coordinar la investigación y financiar durante un año los trabajos relacionados. L. A. E. A. Bernardo Beristain Ruiz, por su gran apoyo en el trabajo de campo y permanente empeño en la búsqueda de las causales.

LITERATURA CITADA

- Beristain R.B. 2000. Estimación de la rentabilidad económica del cultivo de chayote en la zona de Actopan, Ver. Reporte de Trabajo de Servicio Social. Instituto Tecnológico Agropecuario No. 18. Úrsulo Galván, Ver.
- Cadena I.J., L. Ruiz P., P. Sánchez G., C. Trejo L., y J. Aguirre M. 2000. El problema del chayote blanco en Veracruz: resultados preliminares. En: XXX Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Veracruzana. Veracruz, Ver.
- CNA., 2001. Información Climatológica del Municipio de Actopan, Ver. Xalapa, Ver. (Inédito).
- Cruz L. A. 1990. El banco de germoplasma de chayote. Importancia y perspectivas. Universidad Autónoma Chapingo. Subdirección de Centros Regionales. Chapingo, Méx.
- Cruz L. A., 1991. Recursos genéticos de chayote o erizo [*Sechium edule* (Jacq.) Sw.] en México. En: Ortega P. R., G. Palomino., F. Castillo., V. A. González., y M. Livera (Editores). Avances en el estudio de los recursos fitogenéticos de México. Sociedad Mexicana de Fitogenética. Chapingo, Méx.
- Cruz L. A. y D. Querol L. 1985. Catálogo de recursos genéticos de chayote (*Sechium edule* Sw) en el Centro Regional Universitario Oriente de la Universidad Autónoma Chapingo. Universidad Autónoma Chapingo. Subdirección de Centros Regionales. Centro Regional Universitario Oriente. Huatusco, Ver.
- García E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Tercera Edición. México, D.F.
- Licona-Vargas, A.L., C.A. Ortiz-Solorio, D. Pájaro-Huertas y R. Ortega-Paczka. 1992. Metodología para el levantamiento de tierras campesinas a nivel regional en ejidos del centro de Veracruz, México. Agrociencia Serie Agua-Suelo-Clima.
- Maffioli A. 1981. Recursos genéticos de chayote *Sechium edule* (Jacq.) Swartz. Cucurbitaceae. CATIE. Turrialba, Costa Rica.



DESCRIPCIÓN AGRONÓMICA DEL CULTIVO DE TOMATE DE ÁRBOL (*Solanum betaceum* Cav.)

AGRONOMIC DESCRIPTION OF THE TAMARILLO (*Solanum betaceum* Cav.) CROP

Feicán-Mejía, C.G.¹; Encalada-Alvarado, C.R.¹; Becerril-Román, A.E.²

¹Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, INIAP, km 12 ½, vía El Descanso-Gualaceo, Sector Bullcay, junto a la entrada a El Cabo, Cantón Gualaceo, Provincia del Azuay, Gualaceo, Ecuador. ²Posgrado de Recursos Genéticos y Productividad-Fruticultura, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo, Texcoco, Edo. de México, 56230, México.

*Autor de correspondencia: becerril@colpos.mx

RESUMEN

Se describen los lineamientos mínimos agronómicos para establecer el cultivo del tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.) (Solanaceae), así como sus atributos nutrimentales y actividades de cosecha y postcosecha. El tomate de árbol representa una alternativa de explotación como producto no tradicional de exportación, además de tener cualidades que le permiten incursionar en la industria de los suplementos nutraceuticos, tales como bebidas, jaleas y mermeladas, pero sobre todo, como un fuerte componente en la tendencia de los jugos y bebidas mixtas quita sed. México cuenta dentro de su mosaico fisiográfico con áreas con analogía agroclimática susceptibles de acoger a esta especie como monocultivo o en asociación con otras, con énfasis en aumentar la rentabilidad de áreas minifundistas, tales como, las áreas limítrofes superiores al cinturón cafetalero (*Coffea arabica* L.) y chayotero (*Sechium edule* (Jacq.) Sw.). El tomate de árbol, al igual que el lulo (*Solanum quitoense* Lamarck) representa una valiosa fuente para generar divisas en los mercados de Norteamérica, más allá de las premisas étnicas.

Palabras clave: Anaranjado puntón, Solanaceae, mercado de nostalgia, Rojo Mora.

ABSTRACT

The minimum agronomic guidelines necessary to establish the cultivation of tamarillo (*Solanum betaceum* Cav.) (Solanaceae) are described, as well as its nutritional attributes and activities for harvest and post-harvest. Tamarillo represents an alternative for exploitation as a non-traditional export product, in addition to having qualities that allow it to enter the industry of nutraceutical supplements, such as beverages, jellies and marmalades, but mostly as a strong component in the trend of juices and mixed beverages for thirst. México has, within its physiographic mosaic, areas with agroclimate analogy that are susceptible to housing this species as single crop or in association with others, with an emphasis in increasing the profitability in smallholding areas, such as the limit areas above the coffee (*Coffea arabica* L.) and chayote (*Sechium edule* (Jacq.) Sw.) belt. The tamarillo, same as the lulo (*Solanum quitoense* Lamarck), represents a valuable source to generate income in North American markets, beyond ethnic assumptions.

Keywords: Anaranjado puntón, Solanaceae, nostalgia market, Rojo Mora.

Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto. 2016. pp: 78-86.

Recibido: junio, 2016. **Aceptado:** julio, 2016.

INTRODUCCIÓN

El tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.) (Solanaceae) es un frutal semi-perenne que inicia producción desde el primer año de plantado y se alarga hasta los dos años, período afectado por la altitud, ya que en las zonas altas la producción se prolonga por un periodo mayor. Morton (1982), Bohs (1989), Duke y duCellier (1993), Bohs (1994) y, Prohens y Nuez (2000), indican que por su alto rango de adaptación, las plantas de tomate de árbol pueden desarrollarse bien en zonas andinas de Ecuador y Colombia en altitudes de 1000 a 3000 m, así como, entre 300 y 900 m en Puerto Rico, de 300 a 2200 m en la India y, 1800 m en Haití.

En Ecuador, el tomate de árbol, ocupa una superficie comercial de cerca de 5000 ha, localizadas en los valles interandinos de las provincias de Carchi, Pichincha, Tunguragua, Cotopaxi, Chimborazo, Cañar, Azuay y Loja, registrando rendimientos de 60 a 80 t ha⁻¹ año⁻¹ de fruta (Feicán *et al.*, 1999). Se cultiva en altitudes de 2000 a 2800 m, con temperaturas medias entre 13 y 24 °C (Feicán *et al.*, 1999); la mayor superficie cultivada se ubica en áreas comprendidas entre 2000 y 2500 m en las provincias serranas y, entre 100 a 1500 m en provincias orientales (Morales, 2001) donde la planta es atacada por más plagas.

Es una especie susceptible a heladas y enfermedades cuando prevalecen condiciones de alta humedad relativa. En la zona de los andes, se cultiva con una pluviometría que oscila entre 600 y 1000 mm anuales (Rotundo *et al.*, 1981; Morton, 1982; Prohens y Nuez, 2000). Cuando se traslada a zonas tropicales, prefiere altitudes medias a altas en bosques montanos del neotrópico (Bohs, 1989; Morley-Bunker, 1999; Prohens y Nuez, 2000). Se adapta a todo tipo de suelos, pero prospera mejor en migajones arenosos o francos, con niveles de materia orgánica no muy elevados (Feicán *et al.*, 1999), con pH de 5 a 8.5 (Rotundo *et al.*, 1981; Morton, 1982; Prohens y Nuez, 2000). Se debe tener cuidado con excesos de humedad en el suelo, ya que puede causar 'amarillamiento' general de la planta y causar la muerte del sistema radical por anaerobiosis (Feicán *et al.*, 1999).

Origen

El origen de esta especie está en los bosques andinos, de climas templados de altura, en altitudes de entre 1500 y 2600 m, donde se han encontrado es-

pecies silvestres tanto en Ecuador, como en Colombia, Perú y Bolivia. Bohs (1991); Bohs y Nelson (1997); y, Lester y Hawkes (2001), coinciden en que el tomate de árbol es originario de la región andina, apuntando que su centro de origen es en Bolivia y se han registrado ecotipos como el anaranjado puntón, rojo mora, redondo rojo, amarillo y rojo gigante, adaptados a altitudes de 1000 a 3000 m.

Feicán *et al.* (1999) mencionan que en el Ecuador no se ha realizado mejoramiento de cultivares y que, se usan ecotipos locales (criollos), sobresaliendo el 'Anaranjado Puntón' cuyo registro de siembra alcanza 60.7% a nivel nacional (Morales, 2001); también, los ecotipos Rojo Mora, Amarillo y el Redondo, de los cuales destaca el primero por buen rendimiento, frutos de buena calidad para el consumo en fresco, conservas, jaleas y jugos (Corpei, 1998; Feicán *et al.* 1999) (Figura 1).

Desarrollo del tomate de árbol

Según la descripción de Alborno (1992) y Pringle y Murray (1989), explican que la ramificación del género *Cyphomandra* se observa a partir de una planta con un solo tallo, que ramifica en tres ramas primarias, en las cuales a partir del tercer o cuarto nudo se forma una inflorescencia

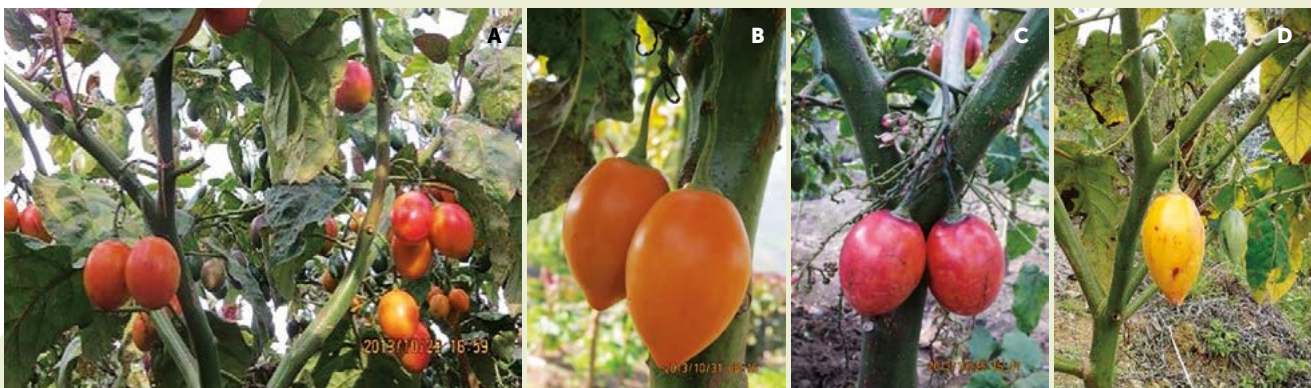


Figura 1. Ecotipos de tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.), A: Forma redonda; B: Anaranjado Puntón; C: Rojo Mora; y, D: Amarillo.

multiflora. Las anteras muestran una gama de colores o combinación de colores; el pedicelo también varía en espesor en la superficie ventral o dorsal; la producción y el tamaño de los granos de polen también es variable. Los estilos siempre son separados de la columna de estambres y muestran variación en la expansión de la superficie estigmática. Las ramas primarias determinan el límite de crecimiento del tronco que es más corto en el cultivar criollo-redondo y más largo en el criollo-puntón; las ramas primarias a su vez, tienen ramificaciones sucesivas en dos ramas subsecuentes que dan origen a la copa y forman el segundo nivel de ramificación de seis secundarias; cada una de éstas, a su vez, se ramifican en otras dos y forman el tercer nivel de doce ramas terciarias; de igual forma, las terciarias generan el cuarto nivel de veinticuatro ramas, las que a su vez generan el quinto nivel de cuarenta y ocho; dependiendo de factores fisiológicos de la planta y probablemente del medio ambiente, pueden generarse más niveles de ramificación en la misma secuencia y hábito de ramificación.

Hábito de fructificación

El hábito de fructificación en el tomate de árbol se caracteriza por inflorescencias en cada uno de los niveles de ramificación cuya distribución tiene un comportamiento regular en todos los cultivares. En la base convergente de las ramas primarias, se forma la inflorescencia apical que ocasionalmente se localiza en una de las tres ramas, fructificando vigorosamente, los frutos formados varían de tres a cinco. Las dos ramas secundarias, originadas de cada rama primaria, tienen hábito de floración diferente, una de ellas forma una hoja sobre el nivel de la ramificación o casi a la misma altura, pero no produce inflorescencia, por lo que se reconoce como rama secundaria no fructífera, en cambio la otra rama no tiene hoja basal y cerca de la mitad de su longitud presenta inflorescencia, siendo entonces la rama secundaria fructífera. En consecuencia, el segundo nivel de ramificación tendrá seis ramas secundarias, tres fructíferas, cada una con una inflorescencia y tres no fructíferas.

El tercer nivel de ramificación, tendrá el mismo comportamiento, donde se formarán doce ramas terciarias, seis de las cuales llevan hojas basales y no tendrán inflorescencias, las otras seis, sin hojas basales tendrán una inflorescencia cada una, esto es el doble de inflorescencias del segundo nivel de ramificación. Así entonces, el cuarto nivel tendrá 24 ramas y doce inflorescencias, el quinto cuarenta y ocho ramas y veinticuatro inflorescencias, pudiendo tener hasta nueve pisos, pero la calidad de los frutos disminuye. El Cuadro 1, muestra valores promedio de la composición nutricional del fruto.

Multiplificación de plantas

El tomate de árbol, se puede multiplicar de forma sexual y asexual, siendo esta última, la más utilizada (Morton, 1982; Richardson y Patterson, 1993; Santillán, 2001). Para obtener

semilla de buena calidad, los frutos se deben recolectar de plantas vigorosas, libres del ataque de plagas y enfermedades, de alta productividad; los frutos deben ser bien formados de color uniforme, buen tamaño y madurados en el árbol, bajo el siguiente procedimiento:

- De los frutos seleccionados se extraen las semillas, se lavan con bicarbonato en un cedazo, con abundante agua para sacar el mucílago que está pegado a la semilla; posteriormente se seca a la sombra, para que no se peguen las semillas.
- La pulpa madura con semillas se coloca en un recipiente con agua y azúcar, se deja fermentar por un día; luego, se lavan las semillas en un cernidor con agua

Cuadro 1. Composición energética y nutrimental^z del fruto de *Solanum betaceum* Cav.

Factor	Corpei (1998)	Romero (1961)
Proteína	2.0 g	1.4 g
Ceniza	0.60 g	0.7 g
Energía	27 Calorías	
Vitamina E	2010 U.I.	
Humedad	86.03 - 87.07 %	
pH	3.17 - 3.80	
Acidez	1.93 - 1.60	
°Brix	11.6 - 10.5	
Caroteno	0.67 mg	
Tiamina	0.10 mg	0.05 mg
Riboflavina	0.03 mg	0.03 mg
Ácido Ascórbico	29.0 mg	25.0 mg
Niacina	1.07 mg	1.1 mg
Calcio	9.00 mg	6.0 mg
Fósforo	41.0 mg	22.0 mg
Hierro	0.90 mg	0.4 mg
Vitamina A		1000 U.I.
Calorías		30
Agua		89.1 g
Grasa		0 g
Carbohidratos		7.0 g
Fibra		1.1 g

^z Composición en 100 g de pulpa base húmeda.

fresca y se ponen a secar en la sombra sobre un plástico; para almacenarlas y que no pierdan viabilidad, se guardan en refrigeración en recipientes sellados.

- Para evitar el ataque de enfermedades, la semilla se desinfecta con fungicida de contacto [12 g de Captan (N-(triclorometilitio) ciclohex-4-eno-1,2-dicarboximida) por cada onza de semilla], o bien, se aplica ceniza a la semilla.

Semillero

El sustrato para la preparación del semillero se realiza mezclando suelo, materia orgánica y arena (2:1:1); el tamaño del semillero es de 1 a 1.20 m de ancho por el largo que se requiera. El sustrato puede desinfectarse mediante la solarización, quemando la tierra en una lata, el uso de vapor de agua o químicamente utilizando Dazomet (Tetrahidro-3,5-dimetil-1,3,5-tiadiazina-2-tiona) en dosis de $40 \text{ g}^{-1} \text{ m}^{-2}$, dejando reposar por el lapso de un mes (Figura 2). Para la siembra en el semillero, se realiza en surcos espaciados de 8 a 10 cm; las semillas se colocan a chorro continuo y se tapan con arena o humus. Las plantas están listas para el trasplante en dos meses, cuando alcanzan entre 3 a 5 cm de alto o presentan cuatro hojas verdaderas. Con la reproducción sexual se obtienen plantas vigorosas de mayor anclaje y longevidad.

Reproducción asexual

Se realiza mediante injerto de púa terminal y esquejes

los cuales se entierran en suelo. Los portainjertos recomendados como más resistentes a nematodos y pudrición radicular, son el falso tabaco o tabaquillo (*Nicotiana glauca*), el palo blanco (*Solanum auriculatum*) y el kujaco (*Solanum hispidum*) (Figura 3). Una vez injertado el tomate se eliminan las hojas grandes dejando únicamente el brote terminal. A los 10 días se verifica el prendimiento y a los 60 días, las plantas pueden ser trasplantadas.

Preparación del suelo y trazado de huerto

Por lo menos, dos meses antes de la plantación definitiva, es necesario barbechar, rastrear y cruzar, con el fin de que el suelo quede completamente suelto, mullido, libre de terrones y facilite la hechura de los hoyos para establecimiento de las plantas. El terreno en donde se vaya a establecer el cultivo debe tener un adecuado drenaje, ya que el tomate es muy susceptible al exceso de humedad en el suelo (Morton, 1982; Duke y duCellier, 1993); además, se debe evitar cultivar en terrenos que hayan servido para producir otras solanáceas como naranjilla (*S. quitoense*) u otras especies como leguminosas (frijol) (*Phaseolus vulgaris* L.) y el babaco (*Carica pentagona* Heil.), que son muy susceptibles a la incidencia de nematodos, principalmente del género *Meloidogyne* (Cooper y Grandison, 1987; Knigh, 2001; León et al., 2004). La distancia o marco de plantación (Augusti, 2008), depende de la topografía del terreno, clima, calidad del suelo y el contenido de materia



Figura 2. A-C: Sustrato para llenado de bolsa, sembrado y germinado; D-F: Plántula en vivero y lista para sembrarse en campo.

orgánica, recomendando 1.5 por 2.0 m. También se puede plantar en tres bolillo a doble hilera, con distancias de 1.5 m entre plantas y 3 m entre hileras de plantas (Maita, 2011); lo anterior mejora la aireación de plantas y reduce enfermedades. En caso de que el cultivo se implante en terrenos con pendiente pronunciada, será necesario realizar prácticas de conservación del suelo, tales como el trazo en curvas de nivel o terrazas individuales, con el fin de minimizar la erosión (Santillán, 2001; León *et al.*, 2004). La dimensión de las cepas (hoyos), depende de las características físicas del suelo, recomendándose, en general, dimensiones de 30×30×30 cm (largo, ancho y profundidad). Si la topografía del terreno es plana, la plantación puede realizarse en surcos o camellones, a distancias de 1.8 a 2 m. Si el terreno es inclinado, se recomienda realizar la plantación de acuerdo a la pendiente, en suelos muy inclinados, utilizar terrazas y, en terrenos que no son muy inclinados, utilizar curvas de nivel. Las plántulas en bolsa en el vivero con edad de 45 a 60 días o alturas de 15 a 20 cm, están listas para el

trasplante en el campo. Es aconsejable regar las plantas un día antes del trasplante, con la finalidad de mejorar su nivel de hidratación y el sustrato en el que se encuentra la planta permanezca húmedo, ya que, con ello, se evitan problemas de estrés hídrico durante los primeros días en el campo (Kirkham, 2005) (Figura 4).

Control de malezas

Si las superficies cultivadas son pequeñas y en la zona se tiene disposición de mano de obra, se recomienda realizar el control de malezas manualmente, mediante el uso de rastrillos para evitar el daño de las raíces superficiales. La otra forma es, mediante el uso de herbicidas (glifosato:N-(fosfonometil) glicina sal isopropilamina de glifosato Aminas Ácidas) en dosis de 6 L ha⁻¹, aplicando en calles y caminos, con aspersor para aplicación localizada, que incluye el uso de una pantalla para evitar contacto con la planta. Se recomienda no aplicar herbicidas en los dos primeros meses de la plantación (Figura 5).



Figura 3. Injerto por púa terminal de tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.) para producción de planta con resistencia a nematodos y pudrición de raíz.

Riego

El cultivo requiere entre 1500 a 2000 mm por año, si no se cumplen estos requerimientos será necesario realizar riegos complementarios. La aplicación del agua debe ser gradual durante la época de cultivo, aumentando progresivamente la periodicidad cuando inicia la cosecha. En suelos de tipo franco, se recomienda realizar el riego cada 8 a 10 días en el cajete o corona aplicando 40-50 litros por planta en plena producción; cuando se hace mediante surcos, la frecuencia es cada 12 a 15 días aportándose 50-60 litros por planta (Figura 6A).

Asociación con cultivos

El tomate de árbol se puede asociar únicamente en los primeros ocho meses de crecimiento, ya que las copas de los árboles, a partir de este tiempo, se cierran e impiden el ingreso de luz entre hileras de plantas. Se pueden utilizar cultivos de ciclo corto y de porte bajo, tales como hortalizas y gramíneas que se cultivan en surco, dejando 1 m de distancia de las plantas (Figura 6B). Cuando la planta se encuentra en plena producción es recomendable realizar el amarre y soporte de ramas, con la finalidad de evitar la rotura o desgaje por el viento (Figura 7). Para resolver este problema es necesario

el uso de retazos de tela para evitar el estrangulamiento de las ramas y pueda durar más tiempo el amarre. Para el caso de que se tenga un huerto con plantas injertadas, las ramas pueden ser amarradas a un tutor el mismo que se coloca cuando se realiza el trasplante.

Poda

Cuando la planta es joven, es ne-

cesario la eliminación de brotes o chupones que salen del tallo principal. En plantas adultas es necesario, realizar el corte de hojas y ramas enfermas; cuando se realizan estas labores, se recomienda la aplicación de productos a base de sales de cobre (oxicloruro de cobre 85%), con la finalidad de desinfectar las heridas. Una recomendación importante es no podar las hojas bajas de la



Figura 5. Huertos de tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.), A: Con maleza; B: Con aplicación e herbicida; C: Deshierbado; D: Deshierbado y con corona (cajete) para fertilización.



Figura 4. Proceso de sembrado del tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.)



Figura 6. A. Riego por inundación en surcos de tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.), B. Asociación de tomate de árbol con otros cultivos de ciclo corto leguminosas.

planta, cuando está en su primer año de crecimiento, ya que esta es parte fundamental para el desarrollo y crecimiento de la misma. Con la finalidad de incrementar el número y tamaño de frutos por planta, se recomienda aplicar 200 mg de ácido giberélico (GA_3) L^{-1} (2 g de producto comercial por litro de agua), después de la apertura floral (Figura 8).



Figura 7. Planta de tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.) con daño por viento en sus ramas.

Fertilización

La fertilización con minerales se debe realizar, previo análisis del suelo, sin embargo, según recomendaciones de diversos autores (Feicán *et al.*, 1999; León *et al.*, 2004) y de acuerdo con la extracción de elementos, se debe aplicar de la forma siguiente: A partir del tercer mes de plantado 30 g de 10N-30P-10K; 90 g



Figura 8. Plantas de tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.) con poda y aplicación de giberelinas.

de Urea (46N-0-0) y 60 g de Muriato de potasio, 60 g de Sulpomag (22K-18Mg-22S) y de 5 kg de materia orgánica por planta, cada 4 meses. Las enmiendas de materia orgánica, deben estar bien 'composteadas'. Se hacen ajustes al programa de nutrición, según niveles de fertilización con base en la interpretación del análisis de suelo (Cuadro 2).

Fitosanidad

El tomate de árbol se encuentra afectado por diferentes plagas y enfermedades que describiremos a continuación:

Pulgones (*Myzus* spp.)



Son insectos pequeños color verde o negro, tienen un aparato bucal picador chupador, se ubican en brotes tiernos, hojas tiernas y flores donde se alimentan de la savia; provocan reducción de crecimiento vegetativo, deformación de brotes y "acartuchamiento" (enroscado) de hojas y fomentan, de manera indirecta, 'fumaginas' en las áreas que depositan sus excretas. En la época de sequía, la población de pulgones se

Cuadro 2. Niveles de fertilización ($kg\ ha^{-1}\ año^{-1}$) recomendados, con base en interpretación del análisis de suelo².

Interpretación	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO
Bajo	300-400	115-140	350-450	40-50
Medio	200-300	90-115	250-350	30-40
Alto	100-200	65-90	150-250	20-30

²En el primer año se sugiere aplicar el 50% de la recomendación como fertilización de fondo (Feicán *et al.*, 1999; León *et al.*, 2004).

incrementa rápidamente o cuando se realizan fertilizaciones nitrogenadas excesivas, también aparece la plaga. Se controla de manera natural por la lluvia o agua de riego aplicada por aspersión. Se realiza control biológico, cuando existe la presencia de enemigos naturales, como las mariquitas (*Coleoptera coccinellidae*); solamente se aplica control químico, cuando la población de la plaga es muy alta.

Chinche o chinchorro (*Leptoglossus zonatus*)



Es la principal plaga que ocasiona mayores daños al cultivo, en estado adulto es de color café oscuro, mientras que en su estado juvenil es de color rojizo anaranjado. La plaga se presenta con mayor frecuencia en las zonas bajas. Su daño lo causa en frutos, donde se alimenta del jugo de éstos en estado tierno o maduro. El insecto, provoca zonas endurecidas debido a las toxinas que tiene en la saliva. Otra característica del ataque, es la presencia de manchas oscuras rodeadas por un halo rojizo. El control químico que se utilice para esta plaga, debe ser con productos que tengan un poder residual de 10 a 15 días como máximo.

Lancha o tizón (*Phytophthora sp.*)



Es causada por un hongo que habita en el suelo, se encuentra distribuida en la mayor parte de las zonas productoras; se presenta con mayor frecuencia en zonas húmedas y especialmente en épocas lluviosas. Cuando existen temperaturas de 10 a 20 °C causa grandes pérdidas, atacando especialmente las hojas, donde aparecen manchas húmedas de color café a negro y, en las ramillas y tallos, aparecen manchas negras brillantes de consistencia acuosa. Se controla evitando establecer plantaciones en zonas con altas precipitaciones; se recomienda usar el ecotipo Anaranjado Puntón criollo, por ser menos susceptible a esta enfermedad. En zonas con alta precipitación, ampliar las distancias de plantación. Las temperaturas de 10 a 25 °C y humedad relativa de 75% por 48 horas, facilitan la ocurrencia de la enfermedad. Para prevenir la enfermedad se pueden aplicar productos a base de cobre (Sulfato de cobre, caldo bordelés, Mancozeb 80%, Cloratonil al 75%, en dosis de 2 a 3 g L⁻¹ de agua).

Mancha negra o pata de puerco (*Fusarium solani*)



Se presenta en zonas húmedas con temperaturas de 11 a 15°C, la humedad produce manchas necróticas, de color pardo en el tallo y, de allí avanza a las raíces, provocando descomposición del tejido que emana fuertes olores. Se recomienda no plantar tomate en zonas de alta humedad, en zonas de altas precipitaciones o en suelos con drenaje deficiente. Evitar el agua excesiva de riego en los tallos y eliminar plantas infectadas.

Antracnosis u ojo de pollo (*Colletorichum gloesporoides*)



Esta enfermedad se encuentra distribuida en todas las zonas productoras; la mayor presencia de este hongo ocurre en épocas lluviosas con temperaturas de 13 a 15 °C y humedad ambiental de 95%.

Los síntomas se presentan en frutos donde ocurre decoloración y pequeñas lesiones de apariencia aceitosa. Las lesiones posteriormente se vuelven negras y ligeramente hundidas. El fruto se seca y, cuando la enfermedad está avanzada, toma apariencia momificada. En las hojas se presentan manchas con anillos concéntricos de color oscuro; la acción del viento e insectos contribuyen a su diseminación. Para el control es necesario estar constantemente monitoreando el cultivo, para detectar los focos de infección y recolectar los frutos atacados. En zonas húmedas y lluviosas, aplicar fungicidas protectantes (Kocide 101; Hidróxido de cobre 77% WPo; Captan; productos alternativos son los fungicidas Azoxistrobina, Metalsulfoxilate y Difenconazol), además, hay que quemar o enterrar los frutos de tomate de árbol enfermos después de su recolección.

Cosecha y postcosecha

Una vez que la plantación ha entrado en producción, la cosecha se realiza cada 15 días en el mismo árbol. Los frutos se cosechan manualmente para evitar caída de flores, frutos pequeños o romper hojas y ramas. El tomate debe ser cosechado preferentemente, una vez que haya madurado en la planta, sin dejarlo sobre madurar

porque se reblandece y daña en el transporte. Cuando las plantaciones son distantes de los mercados o cuando no se puede comercializar de inmediato, los frutos pueden cosecharse pintones (a media madurez en su cambio de color) y deben ser conservados en empaques individuales (funda o bolsa plástica) para reducir deshidratación del fruto y pedúnculo. El fruto debe ser cosechado con su pedúnculo para evitar deshidratación, la entrada de hongos en la base y dar un buen aspecto al exhibirlo. La producción es muy variable, dada la diversidad genética de las plantas multiplicadas por semilla, por la zona de cultivo y por la densidad de plantación, pudiéndose cosechar entre 350 y 550 frutos por planta y año, con lo que se logran rendimientos de entre 30 t ha⁻¹ y 80 t ha⁻¹ (Feicán *et al.*, 1999). Los frutos a cosechar, deberán presentar el 75% del color de madurez total, estos frutos se pueden almacenar por 30 días a 7 °C y 90% de humedad relativa. Bajo estas condiciones, las pérdidas de peso no superan el 5.4%; el contenido de vitamina C aumenta con el tiempo de almacenamiento. El cultivar gigante anaranjado, es el que tiene menor pérdida de peso en conservación refrigerada (León, 2002.)

CONCLUSIONES

Este frutal exótico tiene grandes perspectivas de producción a nivel del país, así como en los países andinos. Presenta características químicas, que lo sitúan como fuente importante de beta-caroteno (pro vitamina A), vitaminas B6, C (ácido ascórbico) y E, además de hierro. Su contenido de nitrógeno y aminoácidos libres son muy altos, también posee contenidos altos de potasio, magnesio y

fósforo; tales características, le confieren cualidades terapéuticas, tales como afecciones de garganta, gripe y reducción de colesterol; es de rápida producción, rendimientos elevados y buen precio en mercados locales con posibilidades de ser exportado.

LITERATURA CITADA

- Albornoz G. 1992. El tomate de árbol en el Ecuador. Universidad Central del Ecuador. Quito, Ecuador. 130 p.
- Augusti M. 2008. Fruticultura. Madrid, Mundi-Prensa. 494 p.
- Bohs L. 1989. Ethnobotany of the genus *Cyphomandra* (Solanaceae). *Econ Bot* 43:143-163.
- Bohs L. 1991. Crossing studies in *Cyphomandra* (Solanaceae) and their systematic and evolutionary significance. *Am J Bot* 78:1683-1693.
- Bohs L. 1994. *Cyphomandra* (Solanaceae). *Flora Neotropica Monogr* 63. The New York Botanical Garden, New York, Estados Unidos, 175 pp.
- Bohs L., Nelson A. 1997. *Solanum maternum* (Solanaceae), a new Bolivian relative of the tree tomato. *Novon* 7:341-345.
- Corpei. 1998. Corporación de promoción de exportaciones e inversiones, Exporta Boletín Divulgativo. Quito, Ecuador. 4 p.
- Cooper K.M., Grandinson, G.S. 1987. Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus infection of tamarillo (*Cyphomandra betacea*) by *Meloidogyne incognita* infumigated soil. *Plant Dis* 71:1101-1106.
- Feicán C., Encalada C., Larriva W. 1999. El cultivo del tomate de árbol. Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP), Cooperación Técnica del Gobierno Suizo, Estación Experimental Chuquipata. Programa de Fruticultura, Ecuador, 46 pp.
- Duke J.A., duCellier J.L. 1993. Handbook of alternative cash crops. CRC Press. BocaRaton, Estados Unidos [citado por Prohens and Nuez (2000)].
- Kirkham M.B. 2005. Principles of soil and plant water relations. Elsevier Academic Press, Burlington, Estados Unidos, 500 pp.
- Knight, K. W. L. 2001. Plant parasitic nematodes associated with six subtropical crops in New Zealand, N. Z. J. Crop Hortic. Sci. 29 (4):267 – 275
- León, J. 2002. Estudio pomológico de cinco cultivares de tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav.) en dos estados de cosecha y tres periodos de almacenamiento. Tesis Ing. Agr. Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ciencias Agrícolas. Quito. 100 pp.
- León J., Viteri P., Cevallos G. 2004. Manual del cultivo de tomate de árbol (Manual No.61). Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP), Estación Experimental Santa Catalina, Programa de Fruticultura, Granja Experimental Tumbaco, Quito, Ecuador, 51 pp.
- Lester R.N., Hawkes J.G. 2001. Solanaceae. In: Hanelt P, Institute of Plant Genetics and Crop Research (eds). *Mansfeld's Encyclopedia of Agricultural and Horticultural crops (except ornamentals)*, Springer, Berlin, Alemania. 4:1790 –1856
- Maita S. 2011. Manejo del ojo de pollo o antracnosis (*Colletotrichum acutatum* immonds) en el cultivo del tomate de árbol (*Solanum betaceum* Cav). SENECYT- Universidad Católica de Cuenca. Cuenca, Ecuador. 52 p.
- Morales J. 2001. Diagnóstico agro socio-económico del cultivo del tomate de árbol (*Cyphomandra betacea* Sendt) en cuatro provincias de la sierra ecuatoriana. Tesis Ing. Agr. Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ciencias Agrícolas. Quito. 91 pp.
- Morton J.F. 1982. The tree tomato or "tamarillo", a fast-growing, early-fruited small tree for subtropical climates. *Proc Fl State Hort Soc* 95:81-85.
- Morley-Bunker M. 1999. Subtropical fruit: tamarillo. En: Jackson D, Looney N (eds). *Temperate and subtropical fruit production*. CABI, Wallingford, Reino Unido, pp149-151.
- Pringle G.I., Murray B.G. 1989. Cariotype diversity and Nuclear DNA variation in *Cyphomandra*. Ph. D. Thesis. Auckland New Zealand University. New Zealand. 225 p.
- Prohens J., Nuez F. 2000. The tamarillo (*Cyphomandra betacea*): a review of a promising small crop. *Small Fruits Rev* 1 (2):43-68.
- Richardson A., Patterson K. 1993. Tamarillo growth and management. *The Orchardist New Zeal* 66:33-35.
- Romero, R. C. 1961. Frutos Silvestres de Colombia. Bogotá, Volumen 1: 280- 282.
- Rotundo A, Raffone C, Rotundo S (1981). Una prova di coltura del tamarillo in Campania. *Riv Frutticol Ortofloricol* 43:41-46.
- Santillán S. 2001. Manual del cultivo sustentable de tomate de árbol. Universidad de Cuenca, U Ediciones, Cuenca, Ecuador, 53 pp.

DIVERSIDAD METABÓLICA FUNCIONAL DE COMUNIDADES MICROBIANAS ASOCIADAS A SUELO RIZOSFÉRICO DE MAÍZ (*Zea mays* L.) RAZAS AMARILLO-ZAMORANO Y JALA

FUNCTIONAL METABOLIC DIVERSITY IN MICROBIAL COMMUNITIES ASSOCIATED TO RHIZOSPHERE SOIL OF MAIZE (*Zea mays* L.) AMARILLO-ZAMORANO AND JALA CULTIVARS

**Arteaga-Garibay, R. I.^{1*}, Gómez-Estrada M. M.¹, Martínez-Peña, M. D.¹;
Cadena-Zamudio, J.D.¹; Avendaño-Arrazate C. H.²**

¹Centro Nacional de Recursos Genéticos (CNRG), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Boulevard de la Biodiversidad 400, Rancho las Cruces. C.P. 47600, Tepatitlán de Morelos, Jalisco. México. ²Campo Experimental Rosario Izapa Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Km 18 Carretera Tapachula Cacahoatán. CP.30870 Tuxtla Chico Chiapas México.

***Autor de correspondencia:** arteaga.ramon@inifap.gob.mx.

RESUMEN

La información sobre la diversidad funcional (potencial metabólico) es esencial para la comprensión del papel de las comunidades microbianas en diferentes entornos. La metodología de Biolog System[®] se introdujo en los estudios ecológicos para estimar el potencial metabólico de las comunidades microbianas, la cual se pueden determinar mediante la estimación de un índice de diversidad funcional, que permite establecer comparaciones entre comunidades distintas y seguir la evolución de una comunidad en específico frente a las variaciones de las condiciones ambientales. En el presente este estudio, se analizaron muestras de suelo de la rizósfera de maíz (*Zea mays* L.) razas amarillo-zamorano y Jala, en diferentes etapas de cultivo. La caracterización funcional se fundamentó en la determinación del perfil fisiológico de la comunidad microbiana, en la cual se determina su comportamiento metabólico contra un conjunto de sustratos y fuentes de carbono con el fin de establecer un patrón característico de respuesta *in vitro* y perfil fisiológico a nivel de comunidad que ofrece la ventaja de que no requiere el aislamiento de cultivos axénicos. Los análisis de la diversidad metabólica funcional mediante la estimación del AWCD y el índice de Shannon-Weaver como indicadores útiles que evidenciaron que existen cambios en la diversidad funcional de las comunidades microbianas tanto en las diferentes etapas del cultivo como en las diferentes razas de maíz evaluadas.

Palabras Clave: Functional diversity, Microbial communities, Rhizosphere.

ABSTRACT

Information about functional diversity (metabolic potential) is essential to understand the role of microbial communities in different environments. The Biolog System[®] methodology was introduced into ecological studies to estimate the metabolic potential of microbial communities, which can be determined through the estimation of an index of functional diversity, allowing to establish comparisons between different communities and following



Agroproductividad: Vol. 9, Núm. 8, agosto. 2016. pp: 87-91.

Recibido: mayo, 2016. **Aceptado:** junio, 2016.

the evolution of a specific community when facing the variations of environmental conditions. In this study, samples from the soil of maize (*Zea mays* L.) rhizosphere cultivars Amarillo-Zamorano and Jala were analyzed, in different cultivation stages. The functional characterization was founded on determining the physiological profile of the microbial community, in which its metabolic behavior is determined against a set of substrates and carbon sources with the aim of establishing a characteristic response pattern *in vitro* and physiological profile at the level of community that offer the advantage of not requiring the isolation of axenic crops. The analyses of functional metabolic diversity through estimation of the AWCD and the Shannon-Weaver Index, served as useful indicators that evidenced that there are changes in the functional diversity of microbial communities, both in the different stages of the cultivation and in the different cultivars of maize evaluated.

Keyword: functional diversity, microbial communities, rhizosphere.

INTRODUCCIÓN

La comunidad microbiana es definida como un “ensamblaje” de poblaciones de microorganismos que interactúan entre ellas, así como con el ambiente espacial y temporal. Dichas interacciones le confieren atributos mediante los cuales puede ser caracterizada (Atlas y Bartha., 2002, Begon *et al.*, 2006). En los últimos años se ha utilizado el análisis funcional como indicador de la diversidad y estructura de las comunidades microbianas, a través del uso de diferentes fuentes de carbono para establecer un perfil metabólico de los microorganismos y su comportamiento (Garland *et al.*, 1991, Zak *et al.*, 1994, Bending *et al.*, 2004). La diversidad funcional se puede generalizar como el conjunto de características de los organismos que influyen en las propiedades del ecosistema (Hernández *et al.*, 2006, Frac *et al.*, 2012). Esta definición sugiere que un ecosistema con una alta diversidad funcional opera más eficientemente en términos de productividad, resiliencia y resistencia (Tilman, 2001), ya que el estudio de la diversidad funcional de los microorganismos en su totalidad y no de forma individual, permite enfatizar en el sinergismo de las especies (Ricotta *et al.*, 2005). Además la estructura de las comunidades microbianas puede ser determinada al definir las capacidades metabólicas de los microorganismos y sus consecuencias biogeoquímicas (heterótrofos, nitrificadores, desnitrificadores, entre otros) y/o participación en procesos del ecosistema (descomposición, biodegradación, oxidación, entre otros) (Post *et al.*, 1982, Fornara *et al.*, 2013). La caracterización funcional se fundamenta en la determinación del perfil fisiológico de la comunidad, en la cual los microorganismos son enfrentados contra un conjunto de sustratos y fuentes de carbono con el fin de establecer un patrón característico de respuesta *in vitro* y perfil fisiológico a nivel de comunidad, lo cual presenta la ventaja de que no requiere el aislamiento de cultivos axénicos (Zak *et al.*, 1994, Frac *et al.*, 2012), y la diversidad funcional de comunidades microbianas se puede conocer mediante la estimación de un índice de diversidad funcional, el cual permite establecer comparaciones entre comunidades distintas y/o seguir la evolución de una comunidad en específico frente a las variaciones de parámetros ambientales. El índice más utilizado para estimar la diversidad funcio-

nal de comunidades microbianas es el Índice de Shannon-Weaver, que se calcula a partir de datos cuantitativos obtenidos del perfil fisiológico de la comunidad (Buyer *et al.*, 1997; Diaz-Borrego *et al.*, 2007). La diversidad funcional de un suelo puede ser estudiada mediante el análisis de los perfiles fisiológicos a nivel comunidad, que reflejen la capacidad de dicha comunidad microbiana para utilizar la batería de sustratos de carbono en condiciones de cultivo controladas. Las placas Biolog® EcoPlates™ pueden ser utilizadas para la determinación de los perfiles fisiológicos de las comunidades terrestres. (Stevens *et al.*, 2004). El objetivo principal de este estudio fue determinar los perfiles fisiológicos de las comunidades microbianas en la rizósfera de dos razas de maíz (*Zea mays* L.) en diferentes etapas del cultivo obtenidos mediante el sistema Biolog®

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo rizosférico se recolectaron en una parcela situada en Tepatitlán, Jalisco, México (AL: 20.873966, LT: -102.789430), se cultivaron en época de temporal (agosto-octubre 2013 y 2014 respectivamente) las variedades Pioneer, Amarillo zamorano. La recolecta se realizó en dos etapas A) T0, sin cultivo de maíz y durante el llenado de la mazorca R4 y R6. Y otra parcela en el municipio de Jala en el Estado de Nayarit, México (AL: 21.083968, LT: -104.420365). Se hicieron dos levantamientos de muestras en los años 2013 y 2014, en las etapas de desarrollo fonológico durante el llenado de la mazorca (R4 y R6) en los dos años, y una muestra sin cultivo (T0). En ambos casos se realizó el levantamiento de muestras de suelo con un nucleador. La muestra de suelo rizosférico fue colectada a 10 cm

de distancia de la orilla de la planta hacia afuera, con una profundidad de 30 cm. Se eliminó la capa superior de 5 cm aproximadamente para desechar la vegetación. En total se tomaron 25 muestras de acuerdo al protocolo de colecta cinco soles (Hernández-Ibáñez *et al.*, 2015). Las características fisicoquímicas evaluadas para el suelo de maíz amarillo zamorano fueron; tipo de suelo: franco arcilloso, capacidad de campo: 34.5%, densidad aparente: 1.20 g cm³, pH (1:2 agua): neutro con 6.77, materia orgánica: 1.66%, nitrógeno inorgánico: 21.7 mg kg⁻¹, fósforo (Bray): 100 mg kg⁻¹, hierro: 28.5 mg kg⁻¹, manganeso: 46.7 mg kg⁻¹, con aplicaciones de nitrógeno (46N-00-009 comerciales. En tanto que para la raza Jala las características fisicoquímicas fueron; suelo franco, capacidad de campo: 39 %, densidad aparente: 0.94 g cm³, pH (1:2 agua): neutro con 6.97, materia orgánica: 3.08%, nitrógeno inorgánico: 12 mg kg⁻¹, fósforo (Bray): 120 mg kg⁻¹, hierro: 94.1 mg kg⁻¹, manganeso: 12.9 mg kg⁻¹. No se aplicó fertilizante ni otro compuesto en los años de recolecta.

Determinación de los perfiles fisiológicos a nivel comunidad

Para determinar los perfiles fisiológicos a nivel comunidad se utilizaron microplacas Biolog[®] EcoPlate™ según Epelde *et al.* (2008), que contienen tres series de 31 fuentes de nutrientes potencialmente asimilables por las bacterias, de los cuales por lo

menos nueve pueden ser considerados como exudados radiculares de las plantas (Petchey *et al.*, 2002). Se pesó el equivalente a 1 g de cada muestra de suelo rizosférico y se mezcló en 9 ml de solución salina fisiológica al 0.85% para obtener una solución 1:10. A partir de ésta se realizaron diluciones seriadas hasta obtener una dilución 1:10 000. Se inocularon 150 µl de la última dilución en cada pozo de la placa EcoPlate™ e incubaron a 25 ± 2 °C durante 160 h. Las reacciones positivas para la utilización de los sustratos se evidenció por el desarrollo de un color purpura en los pocillos. Se realizaron lecturas de la densidad óptica cada 24 h a 590 nm en espectrofotómetro para microplacas Multiskan™ GO Thermo Inc.

Estimación de la Diversidad Funcional y actividad metabólica

Con los datos obtenidos de la medición de las densidades ópticas (DO) se calculó el promedio del desarrollo del color por pozo (AWCD por sus siglas en inglés) y el índice de Shannon-Weaver mediante la fórmula:

$$H = -\sum p_i (\ln p_i)$$

donde H es el índice de diversidad Shannon-Weaver, p_i es la actividad de cada sustrato (DO_i) entre la suma de las actividades de todos los sustratos ($\sum DO_i$) [8]. La actividad metabólica fue estimada mediante la sumatoria de las (DO_i) de los sustratos agrupados en seis grupos de acuerdo a la fuente de carbono probada y expresada en porcentaje de actividad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Perfiles fisiológicos de comunidad microbiana

Un total de 31 fuentes de carbono fueron probadas para construir los perfiles fisiológicos de las comunidades microbianas con los sustratos utilizados por las muestras de rizosfera en las diferentes etapas de ambas razas de maíz. El AWCD aportó información sobre todos los cambios globales en la abundancia microbiana total y/o actividad metabólica en respuesta a los cambios en el ecosistema. En los resultados obtenidos para el promedio del desarrollo del color (AWCD), se observó un incremento a medida que avanzó el tiempo de incubación de las muestras. El desarrollo del color fue más rápido en las etapas R6 para ambos

suelos, mientras que en las etapas R4 y T0 fue más lento (Figura 1), lo que significa mayor abundancia microbiana total en la etapa final del cultivo (R6).

Diversidad Funcional y actividad metabólica

La Figura 2 muestra los resultados obtenidos del cálculo del índice de Shannon-Weaver (H) como indicador de

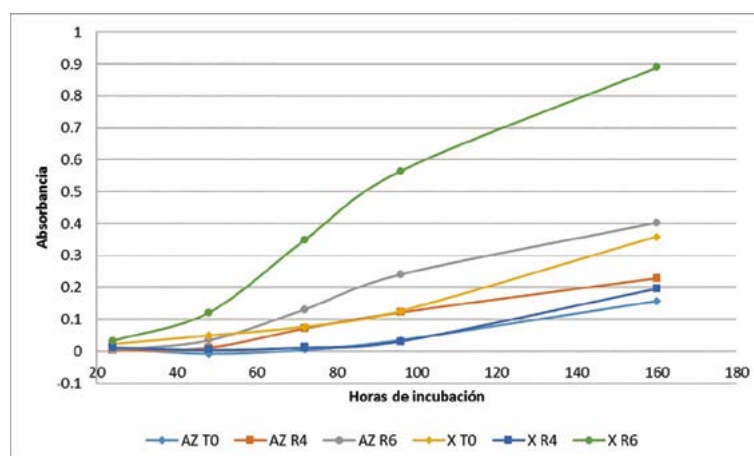


Figura 1. Desarrollo del color (AWCD) en las muestras de las tres etapas y dos razas de *Zea mays* L. evaluadas.

la diversidad funcional de las comunidades microbianas presentes en las muestras de suelo rizosférico evaluadas; un H menor a 2 se considera baja diversidad, H de 2-3 diversidad normal y H mayor a 3 como diversidad alta. (Borglin *et al.*, 2012) De

acuerdo a los resultados se observó que las comunidades microbianas presentes en el suelo del cultivo de la raza Xala indicaron mayor diversidad funcional que en las comunidades de la raza Amarillo Zamorano. Sin embargo, en ambos se observaron patrones similares entre las diferentes etapas; debido a que existe mayor diversidad funcional en las etapas inicial y final del cultivo (T0 y R6) la cual se ve disminuida durante la etapa de desarrollo del mismo (R4). La diferencia en la diversidad metabólica entre las etapas puede ser atribuida a la presencia de mayor cantidad de materia orgánica de las plantas y raíces residuales que permanecen en el suelo después de la cosecha en la etapa T0, así como el aumento de exudados radiculares en la etapa final del cultivo (R6). Baudoni *et al.* (2003) indicó que los exudados radiculares estimulan la proliferación bacteriana e incrementan la actividad microbiana y las comunidades. El índice calculado para los tiempos de incubación de 72 h y 96 h mostraron resultados similares con las lecturas obtenidas; es decir, presenta patrones similares de aumento o disminución del índice de Shannon-Weaver en las diferentes etapas, por lo que se seleccionaron los resultados obtenidos a las 72 h para estimar el porcentaje de las actividades metabólicas en las diferentes etapas para ambas tipos de maíz (Figura 2).

Para estimar la diversidad de la actividad metabólica de las comunidades microbianas presentes en las muestras de suelo evaluadas los resultados se agruparon en seis cate-

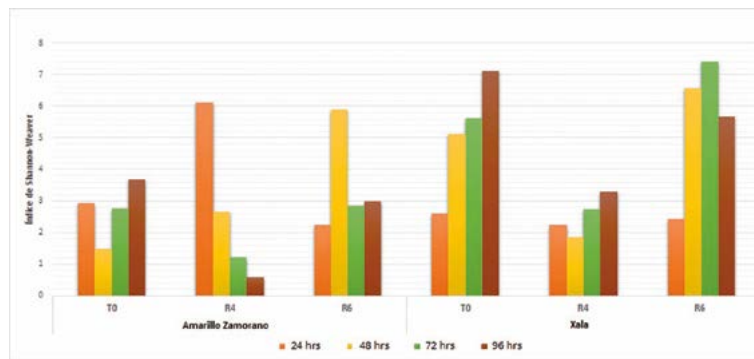


Figura 2. Índice de Shannon-Weaver de los sustratos metabolizados en las Eco-Plate de Biolog para dos razas de *Zea mays* L.

gros (CHOS) (20-30%), aminoácidos (20-25%) y ácidos carboxílicos (15-20%), mientras que el grupo menos metabolizado fue el de aminas/amidas que presentó de 0-10% de actividad (Figura 3). Los datos sugieren que la composición de las comunidades microbianas cambia con respecto a la etapa del cultivo y al tipo de suelo evaluado, lo cual se refleja en los cambios de las actividades metabólicas. Los perfiles fisiológicos obtenidos del Biolog[®] aportan información de la diversidad metabólica/funcional de las comunidades edáficas que puede ser empleada para potenciar las prácticas agrarias que permitan mantener la funcionalidad de los ecosistemas a través de la conservación de su biodiversidad, especialmente la biodiversidad edáfica (Blumenstein *et al.*, 2015).

El análisis funcional de comunidades microbianas involucra la caracterización de patrones y procesos que permiten predecir la estabilidad del ecosistema ante perturbaciones y esclarecer las interacciones entre los organismos que lo componen y el ambiente, que permite obtener una relación de tipo diversidad-función (Garland *et al.*, 1991; Laine *et al.*, 1997; Atanasova *et al.*, 2010). Debido a que el suelo realiza numerosas funciones de importancia como la producción de biomasa, descom-

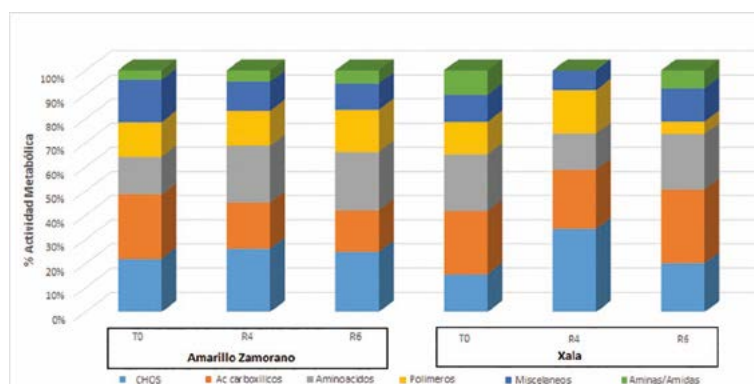


Figura 3. Comparación de la actividad metabólica funcional de las comunidades microbianas de suelo rizosférico de dos razas de *Zea mays* L.

posición de materia orgánica, reciclaje de nutrientes, depuración del agua, detoxificación de contaminantes, reservorio genético, etcétera, es esencial poner énfasis en la remediación de suelos contaminados y así garantizar la sostenibilidad del

ecosistema del suelo. (Li *et al.*, 201); y los indicadores biológicos de la calidad del suelo, en especial aquellos relacionados con la actividad y biodiversidad de las comunidades microbianas, presentan un enorme potencial como herramienta monitorizadora de la eficacia de un proceso fitorremediador.

CONCLUSIONES

En el presente estudio los análisis de la diversidad metabólica funcional mediante la estimación del AWCD y el índice de Shannon-Weaver como indicadores útiles que evidenciaron que existen cambios en la diversidad funcional de las comunidades microbianas tanto en las diferentes etapas del cultivo como en las diferentes razas de maíz evaluadas.

LITERATURA CITADA

- Atanasova L., Druzhinina I.S. 2010. Global nutrient profiling by Phenotype MicroArrays: a tool complementing genomic and proteomic studies in conidial fungi. *J. Zhejiang Univ. Sci. B* 11, 151–168. doi: 10.1631/jzus.B1000007
- Atlas R., Bartha R. 2002. *Ecología microbiana y Microbiología Ambiental*. 4ta Edición. España, Addison Wesley. 677 pp.
- Baudoin E., Benziri E., Guckert A. 2003. Impact of artificial root exudates on bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1183–1192.
- Begon M., Townsend C.R., Harper J.L. 2006. *ECOLOGY: From Individuals to Ecosystems*. 4th Edition. Blackwell Publ. Ltd. USA. 737 pp.
- Bending G.D., Turner M.K., Rayns F., Marx M.C., Wood M. 2004. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1785–1792.
- Blumenstein K., Macaya-Sanz D., Martín J.A., Albrechtsen B.R., Witzell J. 2015. Phenotype MicroArrays as a complementary tool to next generation sequencing for characterization of tree endophytes. *Front. Microbiol.* 6:1033. doi: 10.3389/fmicb.2015.01033
- Borglin S., Joyner D., Deangelis K.M., Et A. 2012. Application of phenotypic microarrays to environmental microbiology. *Curr. Opin. Biotechnol.* 23, 41–48.
- Buyer J., Drinkwater L. 1997. Comparison of Substrate Utilization assay and Fatty acids analysis of soil microbial communities. *Journal of Microbiological Methods* 30:3-11.
- Díaz-Borrego L., Dupont J., Cantini L., Soto L. 2007a. Diversidad funcional de las bacterias presentes en un suelo cultivado con guayaba (*Psidium guajava* L.). *Ciencia* 15(4): 388 – 397.
- Epelde L., Becerril J.M., Hernández-Alisa J., Barrutia O., Garbisu C. 2008. Functional diversity as indicator of the recovery of soil health derived from *Thlaspi caerulescens* growth and metal phytoextraction. *Appl Soil Ecol* 39:299-310.
- Fornara D.A., Banin L., Crawley M.J. 2013. Multi-nutrient vs. nitrogen-only effects on carbon sequestration in grassland soils. *Glob Chang Biol* 19: 3848– 3857.
- Fraç M., Oszust K., Lipiec J. 2012. Community Level Physiological Profiles (CLPP), Characterization and Microbial Activity of Soil Amended with Dairy Sewage Sludge. *Sensors* 12: 3253-3268.
- Garland J.L., Mills A.L. 1991. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. *Appl Environ Microbiol* 7: 2351–2359.
- Garland J., Mills A. 1991. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of pattern of community-level sole-carbon-source utilization. *Applied Environmental Microbiology* 57:2351–2359.
- Greetham D. 2014. Phenotype microarray technology and its application in industrial biotechnology. *Biotechn. Lett.* 36, 1153-1160 doi: 10.1007/s10529- 014-1481-x
- Hernández C.L., Ramos J., López-Hernández D. 2006. Características de la comunidad microbiana y evaluación de algunos parámetros bioquímicos en dos sistemas de producción contrastantes en el estado Amazonas, Venezuela. *Agrobiológica* 3(5):15–21.
- Hernández-Ibáñez A.M., Arteaga-Garibay R.I., Martínez-Peña M.D., Zaldívar-López H.A., Aragón-Cuevas F., y Avendaño-Arrazate C.H. 2015. Guía para toma de muestras de suelo rizosférico para análisis microbiológico. Folleto Técnico No. 1. Centro Nacional de Recursos Genéticos, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México. 40 pp.
- Laine, M., H. Haario y K. Joergensen. 1997. Microbial functional activity during composting of chlorophenol-contaminated sawmill soil. *Journal of Microbiological Methods* 30:21-32.
- Li L.J., Zeng D.H., Yu Z.Y., Fan Z.P., Mao R. 2010. Soil microbial properties under N and P additions in a semi-arid, sandy grassland. *Biol Fert Soils* 46(6):653–658
- Petchey O.L., K.J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402– 411.
- Post W.M., Emanuel W.R., Zinke P.J., Stangenberger A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298: 156–159.
- Ricotta C. 2005. A note on functional diversity measures. *Basic Applied Ecology* 6:479-486.
- Stevens C.J., Dise N.B., Mountford J.D. 2004. Impacts of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303: 1676–1679.
- Tilman D., Lehman C., Thomson K. 1997. Plant diversity and productivity, theoretical considerations. *Proceedings of Natural Academy Science* 94: 1857-1861.
- Zak J., Willing M., Moorhead D., Wildman H. 1994. Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry* 26:1101-1108.



Reunión Científica del Grupo Interdisciplinario de Investigación en *Sechium edule* en México, A.C. (GISeM)



Hora	<p style="text-align: right;">17 de Octubre 2016 Facultad de estudios Superiores Zaragoza-UNAM Batalla 5 de Mayo SN, Iztapalapa, Ejercito Oriente, 09230 Ciudad de México, D.F.</p>
9:00 - 9:30	<i>Campus I:</i> Inauguración
9:30 - 9:45	<i>Campus II:</i> Bienvenida a la Reunión Científica GISeM 2016 Dr. Jorge Cadena Iñiguez Presidente GISeM
9:45 - 11:15	<p style="text-align: center;">Simposium</p> <p>CONSERVACIÓN <i>in situ</i>, <i>ex situ</i> Moderador: Dr. Carlos Castillo</p> <p>El acervo genético de <i>Sechium</i> P. Br. en el Banco Nacional de Germoplasma (BANGeSe) (MC. Víctor M. Cisneros Solano) 9:45 -10:00</p> <p>Caracterización Genética de la Biodiversidad de <i>Sechium edule</i> en México. (Dr. Moisés Cortez Cruz) 10:00-10:15</p> <p>Conservación <i>in vitro</i> y crecimiento mínimo de la colección de <i>Sechium</i> P. Br. (Dr. Carlos Román Castillo Martínez) 10:15-10:30</p> <p>Variación morfológica a nivel inter e infraespecifico en <i>Sechium</i> spp. (Dr. Carlos H. Avendaño Arrazate) 10:30-10:45</p> <p>Predicción de los efectos del cambio climático en <i>Sechium edule</i> (Dra. Rosalinda González Santos) 10:45-11:00</p> <p>Discusión:11:00-11:15</p>
11:15 - 11:30	Receso
11:30 - 12:30	<p style="text-align: center;">Conferencia</p> <p>Moderador: Dr. Edgar Ledesma Martínez</p> <p>Patentes: protección de la propiedad industrial (Ing. Salvador Morales). 11:30-12:00</p> <p>Recursos fitogenéticos y Protocolo de Nagoya: Modelo de operación en México (Dra. Ma. de Lourdes Arevalo Galarza). 12:00-12:30</p>



12:30-14:00	Sesión de carteles	<p>Moderadores: Dr. Gerardo Cruz Flores y Dra. Juana Rosado Pérez</p> <ul style="list-style-type: none"> • Rescate de piezas dentales en un cuadro de periodontitis severa empleando un compuesto a base de frutos de <i>Sechium</i> spp. • Alteración de la granulopoyesis <i>in vivo</i> por la administración del extracto de vicis™® • Reducción de la concentración del factor de necrosis tumoral alfa, Interleucina 1 y 8 en saliva de un paciente con periodontitis severa tratado con compuesto de frutos de <i>Sechium</i> spp. • Extracto de <i>Sechium chinantlense</i> induce proliferación de células mononucleadas de médula ósea y diferenciación en sangre periférica. • Actividad antioxidante del extracto del híbrido de <i>Sechium</i> H 387 07 • Meta análisis para la prospección de variantes biológicas de <i>Sechium</i> P. Browne • Descripción de Microbiota rizosférica de cuatro genotipos de <i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw • Compuestos de importancia funcional en dos genotipos de <i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw, para elaboración de bebidas nutracéuticas. • Severidad de <i>Phytophthora capsici</i> en plantas de chayote <i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw. • Extractos acuosos de frutos de <i>Sechium</i> H38707 inhiben la proliferación de líneas celulares de cáncer de cérvix y pulmón. • Evaluación y microencapsulación de un nuevo cultivar de <i>Sechium edule</i> con potencial antiproliferativo. • Importancia del acervo genético de <i>Sechium</i> spp. en el Banco Nacional de Germoplasma (BANGeSe) • Sistemas intensivos de producción de chayote (<i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw. en Veracruz y procesos de certificación internacional
14:00-16:00	COMIDA	
16:00-17:30	Mesa Redonda	<p>INVESTIGACIÓN BÁSICA en <i>Sechium</i> Moderador. Dr. Benny Weiss Steider</p> <p>Prospección de variantes de <i>Sechium</i> P. Browne con enfoque cladístico (Q.F.B. Isabel Iñiguez Luna) 16:00-16:15</p> <p>Caracterización de la geografía de las muertes por cáncer en México (Dr. Francisco Javier Morales-Flores) 16:15-16:30</p> <p>Perfiles fitoquímicos de variantes biológicas de <i>Sechium</i> P. Br. en México (Dr. R. Marcos Soto Hernández) 16:30-16:45</p> <p>Actividad citotóxica de extracto y fracciones de la variedad Perla negra (MC. Sandra Salazar Aguilar) 16:45-17:00</p> <p>Efecto de <i>Sechium edule</i> en modelos de ratón (Dr. Edelmiro Santiago Osorio) 17:00-17:15</p> <p>Discusión: 17:15-17:30</p>
17:30-19:30	Simposio	<p>INVESTIGACIÓN TECNOLÓGICA Moderador: Dr. Juan Francisco Aguirre Medina.</p> <p>Microorganismos simbiotes en <i>Sechium edule</i> (Dr. Juan Francisco Aguirre Medina) 17:30-17:45</p> <p>Antagonismo con microorganismos nativos sobre <i>Phytophthora capsici</i> aislado de <i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw. (MC. Mauricio Iván Andrade Luna) 17:45-18:00</p> <p>Principales organismos plaga asociados a la biodiversidad de <i>Sechium</i> P. Br. en México (MC. Gildardo Olguín Hernández) 18:00-18:15</p> <p>Sistema de bioseguridad y reducción de viviparismo de chayotes para exportación (Dra. Ma. de Lourdes Arévalo Galarza) 18:15-18:30</p> <p>Diseño de productos Gamma a partir de variantes biológicas de <i>Sechium edule</i> (Dra. Ma. de Lourdes Arévalo Galarza). 18:30-18:45</p> <p>La investigación interdisciplinaria en <i>Sechium</i> P. Br., Innovaciones e Impactos en indicadores de políticas públicas (Dra. Lucero del Mar Ruiz Posadas). 18:45-19:20</p> <p>Discusión: 19:05-19:20</p> <p>Conclusiones de la reunión científica GISeM 2016. 19:20-19:30</p>



CURSO INTERNACIONAL

AUTOMATIZACIÓN Y USO DE BIORREACTORES PARA LA MICROPROPAGACIÓN COMERCIAL DE PLANTAS

Del laboratorio al campo

DEL 12 AL 15 DE SEPTIEMBRE DE 2016

DURACIÓN: 30 horas • TIPO: Teórico-Práctico

SEDE:

Colegio de Postgraduados | Campus Córdoba

Costo por participante | **Estudiantes**
\$ 7,000.00 M.N. | **\$3,500.00 M.N.**



INFORMES:

Dr. Fernando C. Gómez Merino • Dr. Jericó J. Bello Bello

Colegio de Postgraduados, Campus Córdoba.
Carretera Federal Córdoba-Veracruz km 348 Municipio Amatlán de los Reyes, Veracruz. C.P.
94946, México

Correo: cursobiorreactores@gmail.com

Tel: (+52) 01 271 71 6 60 55 y 00
Móvil: 271 105 85 06



Laboratorio de Cultivo
de Tejidos Vegetales