



Vidsupra

Órgano de difusión científica y tecnológica del
Centro Interdisciplinario de Investigación
para el Desarrollo Integral Regional
Unidad Durango
IPN-CIIDIR DURANGO

visión científica

ISSN: 2007-3127



Vol. 7 Núm. 1
enero-junio 2015



Vidsupra

Órgano de difusión científica y tecnológica del
Centro Interdisciplinario de Investigación
para el Desarrollo Integral Regional
Unidad Durango
IPN-CIIDIR DURANGO

visión científica

ISSN: 2007-3127



Directorio

Instituto Politécnico Nacional

- **Enrique Fernández Fassnacht.** Director General
- **Julio Gregorio Mendoza Álvarez.** Secretario General
- **Miguel Ángel Álvarez Gómez.** Secretario Académico
- **José Guadalupe Trujillo Ferrara.** Secretario de Investigación y Posgrado
- **Francisco José Plata Olvera.** Secretario de Extensión e Integración Social
- **Mónica Rocío Torres Leon.** Secretaria de Servicios Educativos
- **Gerardo Quiroz Vieyra.** Secretario de Gestión Estratégica
- **Francisco Javier Anaya Torres.** Secretario de Administración
- **Cuauhtémoc Acosta Díaz.** Secretario Ejecutivo de la Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas
- **José Luis Ausencio Flores Ruiz.** Secretario Ejecutivo del Patronato de Obras e Instalaciones
- **David Cuevas García.** Abogado General
- **Jesús Ávila Galinzoga.** Presidente del Decanato
- **Hugo Renán González González.** Coordinador de Comunicación Social

CIIDIR Unidad Durango

- **José Antonio Ávila Reyes.** Director
- **Eduardo Sánchez Ortíz.** Subdirector Académico y de Investigación
- **Agustín Ángel Meré Rementería.** Subdirector Administrativo
- **Néstor Naranjo Jiménez.** Subdirector de Servicios Educativos e Integración Social
- **Roberto Villanueva Gutiérrez.** Jefe del Departamento de Investigación y Desarrollo Tecnológico
- **Denise Martínez Espino.** Jefa de la Unidad Politécnica de Integración Social
- **Claudia Elia Soto Pedroza.** Jefa de la Unidad de Tecnología Educativa y Campus Virtual
- **Adán Villarreal Márquez.** Jefe de la Coordinación de Enlace y Gestión Técnica
- **Mayra Edith Burciaga Siqueiros.** Jefa del Departamento de Servicios Educativos
- **Víctor Daniel Ríos García.** Jefe de la Unidad de Informática
- **Diana Carolina Alanís Bañuelos.** Jefa del Departamento de Recursos Financieros y Materiales
- **Dora Ma. Clara Aguilar Reyes.** Jefa del Departamento de Capital Humano

“Vidsupra, visión científica” Vol. 7, No. 1 ENERO-JUNIO de 2015. Es una publicación semestral editada por el Instituto Politécnico Nacional, a través del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional CIIDIR-IPN Unidad Durango. Calle Sigma No. 119, Fracc. 20 de Noviembre II. C.P. 34220. Teléfonos: 618 8142091 y 618 814 45 40. Editor responsable: José Antonio Ávila Reyes. Editores asociados: Rebeca Álvarez Zagoya y Norma Almaraz Abarca. Producción Editorial: Claudia Elia Soto Pedroza. Certificado de reserva de derechos: No. 04-2010-112211305700-102, ISSN: 2007-3127, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Certificado de licitud de título número 14715. Certificado de licitud de contenido número 12288, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por: Carlos Alberto González Cervantes. MGM impresos. Av. División Durango No. 217 Col. Benjamin Mendez C.P. 34020 Durango, Dgo. Este número se terminó de imprimir el 15 de Junio de 2015 con un tiraje de 500 ejemplares. Distribución: CIIDIR-IPN Unidad Durango. Distribución gratuita a Instituciones de Educación Superior. Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación. Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Instituto Politécnico Nacional.

* Fotografía de portada: flores de tabachín (*Caesalpinia pulcherrima*).
Socorro González Elizondo

- 1 METILACIÓN DEL ADN VEGETAL, PRINCIPAL MECANISMO EPIGENÉTICO EN PLANTAS
Marcela Verónica Gutiérrez Velázquez
- 6 ANÁLISIS TOXICOLÓGICO DE SEIS ESPECIES DE HONGOS SILVESTRES COMESTIBLES DE LA REGIÓN DEL SALTO, PUEBLO NUEVO DURANGO
Ana Isabel Chaidez Ayala, Néstor Naranjo Jiménez, Eli Amanda Delgado Alvarado, René Torres Ricario, José Roberto Medina Medrano, Hugo Manuel Monreal García
- 11 MÉTODO DE CONTEO DE GRUPOS FECALES PARA LA ESTIMACIÓN DE POBLACIONES DE CÉRVIDOS SILVESTRES
Dania Melissa Vega Hernández, Isaías Chairez Hernández
- 16 LIXIVIACIÓN COMBINADA DE MANGANESO Y PLATA: REVISIÓN
David Israel Rodríguez Valles, Ignacio Villanueva Fierro
- 22 LOS HONGOS DE LA PUDRICIÓN BLANCA INVOLUCRADOS EN LA FERTILIDAD DEL SUELO
Jaime Herrera Gamboa, Néstor Naranjo Jiménez, Laura Anabel Páez Olivan, María Guadalupe Cisneros de la Cueva, Dante L. Gurrola Armendáriz, Rene Torres Ricario, Hugo Manuel Monreal García, Saúl Hernández Amparan
- 26 BIOFILTRACIÓN Y MEDIOS FILTRANTES
Angel E. Zamora Acevedo, Marco Antonio Garzón Zúñiga, María G. Reyes López, Felipe de Jesús Silerio Vázquez, Norma L. Piedra Leandro, Beatriz D. Sosa Hernández
- 31 UNA REVISIÓN SOBRE LOS ESTUDIOS DE DESCRIPCIÓN MORFOLÓGICA DE LARVAS DEL GÉNERO *Phyllophaga* (COLEOPTERA: MELOLONTHIDAE) EN MÉXICO
Saúl Hernández Amparan, J. Natividad Gurrola Reyes, Miguel Ángel Morón, Rebeca Álvarez Zagoya, Jaime Herrera Gamboa, Dante Gurrola Armendariz, Jesús Lumar Reyes Muñoz

METILACIÓN DEL ADN VEGETAL, PRINCIPAL MECANISMO EPIGENÉTICO EN PLANTAS

Marcela Verónica Gutiérrez Velázquez

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional. Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, México, 34220. Correo electrónico: guvm_8102@hotmail.com

RESUMEN

Este trabajo presenta una breve revisión de una rama de la biología que pretende explicar por qué los organismos vivos expresan unos genes y silencian otros, la cual lleva por nombre epigenética. A mitad del siglo XX, el embriólogo escocés Conrad Waddington se formuló la pregunta de cómo células del organismo con el mismo acervo genético eran capaces de originar formas completamente distintas, como una célula neural y sanguínea. Waddington propuso que había mecanismos moleculares por encima de los genéticos, a los cuales llamó epigenéticos, que regulan en gran medida los patrones de expresión genética de las células. Sesenta años después, ese mismo autor propuso que la epigenética es el estudio de cambios heredables en la función de los genes que ocurren sin un cambio en la secuencia del ADN. La mayoría de estos estudios se han realizado en animales, existiendo un gran vacío todavía en el conocimiento de la generación de variaciones epigenéticas en plantas.

ABSTRACT

This paper presents a short review of a branch of biology that aims to explain why living organisms express genes and silence others, which is called epigenetics. In the middle of Century XX, the Scottish embryologist Conrad Waddington asked how same body cells with the same genetic content were able to follow entirely different ways, such as neural and blood cells. Waddington proposed molecular mechanisms, above genetic ones, which regulated the genetic expression patterns of cells. Those were named epigenetic mechanisms. Sixty years later, he proposed that epigenetics means the study of heritable changes in gene function that occur without a change in DNA sequence. Most epigenetic studies have been carried out on animals and there still is an important gap in our knowledge about epigenetic variations of plants.

INTRODUCCIÓN

Epigenética significa “por encima de los genes”. El término fue acuñado en 1942 por el embriólogo, paleontólogo y genetista escocés Conrad Waddington para designar el estudio de las interacciones entre el genotipo y el fenotipo, es decir, entre la información codificada en los genes y aquella que efectivamente se expresa. El término epigenética es considerado una de las más importantes invenciones teóricas de Conrad Waddington (Robertson, 1977).

Actualmente, el concepto de epigenética ha sido ampliado para designar el análisis causal de los procesos del desarrollo, de tal modo que su objetivo es el estudio de los mecanismos precisos por medio de los cuales el genotipo da origen al fenotipo (Morange, 2005).

Una de las concepciones más importantes de Waddington sobre la epigenética, perfectamente ejemplificada por el paisaje epigenético, es la interacción entre el organismo, los genes y el ambiente durante el desarrollo, de modo que el modelo permite representar las influencias ambientales en el desarrollo y la expresión génica (Morange, 2002).

PALABRAS CLAVE:

Epigenética, metilación, genes, ADN.

KEY WORDS :

Epigenetics, methylation, genes, DNA

El término epigenética, no obstante, tiene múltiples significados en la actualidad y comenzó a ser utilizado con mayor frecuencia a partir de la década de los años 90. La definición común de epigenética es “el estudio de cambios en la función génica heredables mitótica o meióticamente que no pueden ser explicados por cambios en la secuencia de ADN” (Russo *et al.*, 1996), o simplemente el estudio de los mecanismos por medio de los cuales los genes ejercen sus efectos fenotípicos (King *et al.*, 2006). Otro concepto hace referencia al estudio de los procesos que regulan la actividad génica por medio de modificaciones postraduccionales, la metilación del ADN o cambios cromatínicos como las modificaciones de histonas (Morange, 2005). Las publicaciones más recientes sobre el tema han abordado la epigenética de una forma más completa, reconociendo su importancia práctica y teórica en biología (Jablonka y Lamb, 2002).

Los mecanismos tradicionales de regulación epigenética incluyen metilación del ADN y modificaciones de histonas, entendiendo a estas proteínas como las encargadas de empaquetar el ADN. Considerando que los dos tipos de mecanismos participan en la modulación de los complejos remodeladores de la cromatina, estos mecanismos son importantes para el establecimiento de patrones correctos de expresión génica (Morgan y Whitelaw, 2008). Estos mecanismos son modificaciones covalentes en el ADN o en la cromatina asociada, que no implican alteraciones en la secuencia del ADN, pero que tienen gran influencia sobre la expresión génica. Ocurren como consecuencia de complejas maquinarias enzimáticas, son mitótica y meióticamente estables y pueden ser adquiridas o perdidas como consecuencia de factores ambientales externos. Esto otorga mayor plasticidad a los organismos, que pueden adaptarse con mayor rapidez a su entorno (Henderson y Jacobsen, 2007).

Los primeros estudios sobre aspectos epigenéticos se realizaron en sistemas animales. Sin embargo, en la actualidad existe ya cierto número de trabajos enfocados a los sistemas vegetales. En el presente trabajo se hace una breve revisión, basada en algunos reportes que se consideraron importantes, sobre los avances en la investigación epigenética de plantas, básicamente sobre los mecanismos de metilación.

METILACIÓN DEL ADN

La metilación del ADN es el proceso epigenético mejor conocido, el cual participa en la regulación de la expresión génica de dos maneras, directamente al impedir la unión de factores de transcripción, e indirectamente propiciando la estructura cerrada de la cromatina.

El ADN presenta regiones de 1000-1500 pares de bases (pb), ricas en dinucleótidos citosina-fosfato-guanina (CpG), que son reconocidas por las enzimas ADN-metiltransferasas, las cuales, durante la replicación del ADN, metilan el carbono 5 de las citosinas de la cadena recién sintetizada, manteniéndose así la memoria del estado metilado en las moléculas hijas de ADN (Salozhin *et al.*, 2005).

La metilación de las citosinas en los mamíferos es un proceso bien conservado en las divisiones celulares y la falla para mantener la información epigenética correcta conlleva consecuencias graves para la célula, como a la expresión génica anormal y a la apoptosis, ambos mecanismos asociados con el desarrollo de cáncer (Haslberger *et al.*, 2006).

El patrón de metilación no se mantiene constante a lo largo de toda la vida de un individuo, sino que sufre sucesivas modificaciones. En mamíferos, los cambios en el patrón de metilación más importantes se producen durante el desarrollo embrionario. Después de la fecundación, se eliminan los patrones de metilación previamente establecidos (excepto en algunas zonas con *loci* con impronta génica) y se establece un nuevo patrón de metilación necesario para la expresión específica de tejido de algunos genes en mamíferos, y para el “imprinting” genómico. Una vez establecidos, los nuevos patrones de metilación deben ser heredados por las células hijas. La herencia anormal de dichos patrones lleva a la formación de tumores y a procesos de envejecimiento. Los cambios en el patrón de metilación, tanto normales como en caso de enfermedad, se producen a través de tres mecanismos básicos:

1.-Metilación de *novo*: es la metilación de secuencias no metiladas estableciendo así un nuevo patrón de metilación. La mayor parte de la metilación de *novo* se produce durante el desarrollo embrionario, aunque también se da en los puntos de integración de ADN viral en el genoma y durante el envejecimiento. Aunque la metilación de *novo* ha sido demostrada en diferentes procesos biológicos y especies, se desconoce cómo se seleccionan las secuencias que van a ser metiladas de *novo* (Stewart *et al.*, 1982).

2.-Metilación de mantenimiento: es el proceso mediante el cual se mantiene el patrón de metilación después de la replicación. Cada ronda de replicación genera una cadena de ADN de nueva síntesis no metilada, frente a la cadena complementaria vieja que sí está metilada (Goll y Bestor, 2005).

3.-Desmetilación: es el proceso que permite eliminar los patrones de metilación previos. Ocurre principalmente durante el desarrollo preimplantacional, y

en general, durante todo el desarrollo. Se puede producir mediante dos procesos:

-Desmetilación pasiva: se produce una reducción gradual de los niveles de metilación debida a la ausencia de metilación de mantenimiento a lo largo de sucesivas rondas de replicación (Liu *et al.*, 2003).

-Desmetilación activa: se produce de forma independiente de la replicación de ADN, gracias a la intervención de enzimas específicas (Kress *et al.*, 2001).

METILACIÓN DEL ADN DE PLANTAS

Durante la última década, la investigación en epigenética se ha enfocado principalmente en los mamíferos, mientras que las plantas han recibido menos atención. La información disponible sobre epigenética en plantas se centra en la planta modelo *Arabidopsis thaliana* (Reinders y Paszkowski, 2009), en arroz (Akimoto *et al.*, 2007) y maíz (Wang *et al.*, 2009), entre otras. En plantas, las modificaciones epigenéticas son de suma importancia, ya que al llevar una vida sésil, no pueden moverse en busca de nutrientes o mejores condiciones ambientales. Las modificaciones epigenéticas en las plantas pueden ser transmisibles a la línea germinal y ser heredadas transgeneracionalmente (Takeda y Paszkowski, 2006). Entre las modificaciones epigenéticas que podemos encontrar está la metilación de citosinas del ADN, que en plantas se puede presentar en tres contextos diferentes: el clásico contexto CG y también en contextos CNG y CNN (asimétrica, siendo N cualquier nucleótido), exclusivos de plantas. La metilación está vinculada generalmente con el silenciamiento de transposones y elementos repetitivos (Tran *et al.*, 2005).

Las enzimas ADN metiltransferasas catalizan la formación de 5-metilcitosina (5mC) por transferencia del grupo metilo de la adenosil metionina a las citosinas del ADN (Colot y Rossignol, 1999). Se reconocen dos tipos de ADN metiltransferasas, las de de "novo", que añaden grupos metilo a sitios no metilados de la doble hebra de ADN, y las de "mantenimiento", que metilan sitios con base en las 5mC de una hebra molde. En *Arabidopsis thaliana* las enzimas cromometilasa 3 (CMT3) y metiltransferasa 1 (MET1) son las responsables de metilar los sitios CNG y CG, respectivamente. Tanto CMT3 como MET1 se encargan de mantener los patrones de metilación luego de la replicación del ADN, reconociendo cadenas hemimetiladas (5mCG/CG ó 5mCNG/CNG) e incorporando grupos metilo en las citosinas no metiladas. De esta manera los patrones de metilación se heredan tanto mitótica como meióticamente (Kankel *et al.*, 2003). La metilación del ADN está directamente relacionada con el silenciamiento génico, las regiones del ADN altamente

metiladas, en general se encuentran silenciadas. Se ha demostrado que anulando las *CMT3* y *MET1* se desmetila el genoma, activándose elementos transponibles y genes que se encontraban silenciados. Estos estudios mostraron que la pérdida de metilación produce aberraciones tales como cambios morfológicos en hojas y flores, así como en el tiempo de floración (Bastow *et al.*, 2004).

EPIGENÉTICA DE PLANTAS

Los estudios sobre epigenética son recientes; en los últimos años las técnicas de biología molecular han permitido profundizar en el conocimiento de los mecanismos responsables de los fenómenos epigenéticos. Diversos estudios sobre mutantes naturales en plantas como tomate (*Solanum lycopersicum*), maíz (*Zea mays*), y *Arabidopsis thaliana* han demostrado que los fenotipos observados tienen bases epigenéticas. Al comparar secuencias de alelos silvestres y mutantes se comprobó que eran idénticas, sin embargo el número y distribución de los grupos metilo en dichas secuencias variaban y explicaban los diferentes fenotipos observados; a estas mutaciones se las llama "epimutaciones" y a las variantes alélicas "epialelos". Las ADN metiltransferasas de mantenimiento se encargan de incorporar los grupos metilo durante la replicación del ADN y por lo tanto los epialelos son tanto meiótica como mitóticamente estables (Kakutani, 2002).

Existen claras evidencias de que aproximadamente el 30% de los residuos de citosinas en el genoma vegetal se encuentra metilado (Janousek *et al.*, 2002). Aunque aún no se ha logrado descifrar completamente cómo opera este lenguaje epigenético, sí se conoce que a diferencia de los procesos genéticos los epigenéticos pueden en algunos casos ser inducidos por el ambiente (Patterson *et al.*, 1993, Cubas *et al.*, 1999, Richards, 2006, Jirtle y Skinner, 2007).

De este modo los efectos epigenéticos generan un gran número de polimorfismos sobre los cuales actúa la selección natural. Por todo ello es posible afirmar que los procesos epigenéticos juegan un papel muy significativo en la variación natural y la evolución (Bossdorf *et al.*, 2007). De hecho éstos pueden llegar incluso a incrementar el potencial evolutivo de los organismos en respuesta a estrés abiótico y jugar un papel importante en los procesos de especiación y evolución (Rapp y Wendel, 2005, Richards, 2006).

La metilación global de citosinas puede ser inferida indirectamente usando enzimas de restricción sensibles a la metilación. El tratamiento con los isoesquizómeros *HpaII* y *MspI*, que reconocen sitios 5'-CCGG-3', y posterior ligamiento de adaptadores y amplificación por PCR (*MSAP-Methylation-Sensitive Amplification Polymorphism*) o hibridización con sondas específicas (*Southernblot*) se usan

normalmente para monitorear el nivel de metilación dentro del genoma. Estudios recientes utilizando estas técnicas demostraron que dentro de poblaciones naturales de plantas existe tanta o más variabilidad en los patrones de metilación que variabilidad genética (Cervera *et al.*, 2002; Riddle y Richards, 2002).

CONSIDERACIONES FINALES

Con todos los hallazgos presentados en este trabajo se puede apreciar que se abren nuevas perspectivas para comprender el origen de la notable biodiversidad vegetal que existe en el mundo y cómo los organismos vivos cambian espacial y temporalmente. La programación y reprogramación del genoma que se produce desde la etapa de célula germinal de todos los organismos generan nuevos fenotipos con nuevas expresiones que se manifiestan tanto a nivel molecular como morfológico, que pueden proporcionar un segundo sistema de herencia, muy similar a la herencia genética, que permite la evolución por selección natural.

A diferencia de la variación genética, la epigenética puede ser modulada por interacciones ecológicas y proporciona una vía adicional para acelerar el cambio evolutivo. La epigenética nos ha presentado una nueva dimensión que ayuda a explicar mejor cómo las poblaciones biológicas pueden alcanzar una alta diversidad y cómo pueden en muchos casos adaptarse a inesperados y profundos cambios en su hábitat natural. Pocas especies de plantas han sido estudiadas por su variabilidad epigenética, y de las especies estudiadas, la mayoría son de interés económico para el hombre. Sin embargo, en el mundo existen miles de especies de plantas, cuyos estudios epigenéticos podrían contribuir a comprender mejor el papel del ambiente en la generación de nuevos atributos que participan en la direccionalidad de los procesos evolutivos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akimoto, K., H. Katadami, H. J. Kim, E. Oqawa, C. M. Sano, Y. Wada, H. Sano. 2007. Epigenetic inheritance in rice plants. *Annals of Botany* 100: 205-17.
- Bastow, R., J. S. Mylne, C. Lister, Z. Lippman, R. A. Martienseen, C. Dean. 2004. Vernalization requires epigenetic silencing of FLC by histone methylation. *Nature* 427: 164-167.
- Bossdorf, O., C. Richards, M. Pigliucci. 2007. Epigenetics for ecologists. *Ecology Letters* 10: 1-10.
- Cervera, M. T., L. Ruiz, J. M. Martínez. 2002. Analysis of DNA methylation in *Arabidopsis thaliana* based on methylation-sensitive AFLP markers. *Molecular Genetics and Genomics* 268: 543-552.
- Colot, V., J. L. Rossignol. 1999. Eukaryotic DNA methylation as an evolutionary device. *BioEssays* 21: 402-411.
- Cubas, P., C. Vincent, E. Coen. 1999. An epigenetic mutation responsible for natural variation in floral symmetry. *Nature* 401: 157-161.
- Goll, M. G., T. H. Bestor. 2005. Eukaryotic cytosine methyltransferases. *Annual Review of Biochemistry* 74: 481-514.
- Haslberger, A., F. Varga, H. Karlic. 2006. Recursive causality in evolution: a model for epigenetic mechanisms in cancer development. *Medical Hypotheses* 67: 1448-54.
- Henderson, I., S. Jacobsen. 2007. Epigenetic inheritance in plants. *Nature* 447: 418-24.
- Jablonka, E., M. Lamb. 2002. The changing concept of epigenetics. *Annals of the New York Academy of Sciences* 981: 82-96.
- Janousek, B., S. Matsunaga, E. Kejnovsky, J. Zluvova, B. Vyskot. 2002. DNA methylation analysis of a male reproductive organ specific gene (MROS1) during pollen development. *Genome* 45: 930-938.
- Jirtle, R. L., M. K. Skinner. 2007. Environmental epigenomics and disease susceptibility. *Nature Reviews Genetics* 8: 253-262.
- Kankel, M. W., D. E. Ramsey, T. Stokes, S. K. Flowers, J. R. Haag, J. A. Jeddeloh, N. C. Riddle, M. L. Verbsky, E. J. Richards. 2003. *Arabidopsis* MET1 cytosine methyltransferase mutants. *Genetics* 163: 1109-1122.
- Kakutani, T. 2002. Epi-alleles in plants: Inheritance of epigenetic information over generations. *Plant Cell Physiology* 43: 1106-1111.
- King, R., W. Stansfield, P. Mulligan. 2006. *A dictionary of genetics*. Oxford University Press. New York.
- Kress, C., H. Thomassin, T. Grange. 2001. Local DNA demethylation in vertebrates: how could it be performed and targeted? *FEBS Letters* 494: 135-40.
- Liu, L., R. C. Wylie, L. G. Andrews, T. O. Tollefsbol. 2003. Aging, cancer and nutrition: the DNA methylation connection. *Mechanisms of Ageing and Development* 124: 989-98.
- Morange, M. 2002. The relations between genetics and epigenetics. A historical point of view. *Annals of the New York Academy of Sciences* 981: 50-60.
- Morange, M. 2005. Quelle place pour l'épigénétique. *Medecine/Sciences* 21: 367-369.
- Morgan, D. K., E. Whitelaw. 2008. The case for transgenerational epigenetic inheritance in humans. *Mammalian Genome* 19: 394-7.

- Patterson, G., C. Thorpe, V. Chandler. 1993. Paramutation, an allelic interaction, is associated with a stable and heritable reduction of transcription of the maize regulatory gene. *Genetics* 135: 881-894.
- Rapp, R., J. Wendel. 2005. Epigenetics and plant evolution. *New Phytologist* 168: 81-91.
- Reinders, J., J. Paszkowski. 2009. Unlocking the *Arabidopsis* epigenome. *Epigenetics* 4: 557-63.
- Richards, E. J. 2006. Inherited epigenetic variation - revisiting soft inheritance. *Nature Reviews Genetics* 7: 395-401.
- Riddle, N. C., E.J. Richards. 2002. The control of natural variation in cytosine methylation in *Arabidopsis*. *Genetics* 162: 355-363.
- Robertson, A. 1977. Conrad Hal Waddington. 8 November 1905-26 September 1975. *Biographical Memoirs of Fellows of the Royal Society* 23: 575-622.
- Russo, V., R. Martienssen, A. Riggs. 1996. *Epigenetic mechanisms of gene regulation*. Cold Spring Harbor Laboratory Press. New York.
- Salozhin, S. V., E.B. Prokhorchuk, G.P. Georgiev. 2005. Methylation of DNA of the major epigenetic markers. *Boichemistry* 70: 525-532.
- Stewart, C. L., H. Stuhlmann, D. Jahner, R. Jaenisch. 1982. De novo methylation. Expression and infectivity of retroviral genomes introduced into embryonal carcinoma cells. *Proceedings of National Academy of Science* 79: 4098-102.
- Takeda, S., J. Paszkowski. 2006. DNA methylation and epigenetic inheritance during plant gametogenesis. *Chromosoma* 115: 27-35.
- Tran, R.K., J. Henikoff, D. Zilberman, R. Ditt, S. Jacobsen, S. Henikoff. 2005. DNA methylation profiling identifies CG methylation clusters in *Arabidopsis* genes. *Current Biology* 15: 154-159.
- Wang, X., A. Elling, X. Li, N. Li, Z. Peng, G. He, H. Sun, Y. Qi, X. Liu, X. Deng. 2009. Genome-wide and organ-specific landscapes of epigenetic modifications and their relationships to mRNA and small RNA transcriptomes in maize. *Plant Cell* 21: 1053-69.

ANÁLISIS TOXICOLÓGICO DE SEIS ESPECIES DE HONGOS SILVESTRES COMESTIBLES DE LA REGIÓN DEL SALTO, PUEBLO NUEVO DURANGO

Ana Isabel Chaidez Ayala, Néstor Naranjo Jiménez, Eli Amanda Delgado Alvarado, Rene Torres Ricario, José Roberto Medina Medrano, Hugo Manuel Monreal García

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional, Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango, México, 34220. Correo electrónico: aicha_152@yahoo.com.mx

RESUMEN

Muchas especies de hongos silvestres comestibles son consumidas en México, principalmente en el centro del país. En algunas áreas marginadas de la zona sierra del estado de Durango se emplean como una alternativa de alimentación debido a su bajo costo y a la disponibilidad en el área. Sin embargo, existe un problema potencial debido a la falta de conocimiento acerca de la presencia de ciertos elementos acumulados en los hongos que pudieran resultar tóxicos a la salud, como plomo, cadmio y arsénico. Por lo tanto, existe la necesidad de identificar la presencia de metales pesados en hongos silvestres comestibles de la región, así como su concentración. Los resultados de un análisis de espectrometría de absorción atómica indicaron que los niveles de plomo, cadmio, y arsénico en seis especies de hongos comestibles de Durango se encuentran por debajo de las indicaciones máximas de las normas vigentes de alimentos en México, por lo que su consumo no representa un riesgo para la salud humana.

ABSTRACT

Many species of edible wild mushrooms are consumed in Mexico, mainly in the Central region of the country. In some places, like the mountain region of the State of Durango, they are used as an alternative food due to its low cost and availability in the area. However, a potential problem arises concerning the lack of knowledge about the presence of certain accumulated elements that could be toxic to human health, such as lead, cadmium, and arsenic. Therefore, there is a need to identify the presence of heavy metals in edible wild mushrooms in the region and their concentration. The results of an atomic absorption spectrometry analysis indicated that lead, cadmium, and arsenic in six wild edible mushroom species of Durango were found at lower levels than the maximum concentrations indicated in the Mexican standards for foods.

INTRODUCCIÓN

Los hongos se ubican dentro del reino Fungi y se caracterizan principalmente por ser organismos eucarióticos sin clorofila, por lo tanto, son organismos heterotróficos, ya que les es imposible sintetizar todas las sustancias nutritivas que requieren. Esas sustancias son obtenidas a partir de sustancias orgánicas en descomposición (saprobios) o de seres vivos (parásitos y/o patógenos). Los hongos pueden localizarse prácticamente en cualquier ambiente. También forman asociaciones de beneficio mutuo (simbiosis) con las raíces de algunas plantas; a esta asociación se le llama micorriza. Como resultado, el hongo absorbe carbohidratos de las raíces, que a su vez obtienen del hongo elementos químicos como nitrógeno y fósforo, necesarios para su crecimiento.

PALABRAS CLAVE:

Hongos, plomo, cadmio, arsénico.

KEY WORDS:

Fungi, lead, cadmium, arsenic.

Entre las algas y algunas especies de hongos se da otro tipo de asociación simbiótica, llamada líquenes, que son organismos totalmente diferentes a las plantas y a los mismos hongos (INBIO, 1994).

Los hongos tienen importancia en los procesos biogeoquímicos en la biosfera y están íntimamente involucrados en el ciclo de elementos y transformación de sustratos orgánicos e inorgánicos (Gadd *et al.*, 2007). Muchos artículos sobre elementos traza presentes en cuerpos fructíferos de macromicetos han sido publicados a la fecha (Alonso *et al.*, 2003, 2004). Especialmente elementos potencialmente tóxicos como el cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg), arsénico (As) y cesio radioactivo (Cs). Varias especies de macromicetos son capaces de acumular hasta el doble de concentración de ciertos metales pesados que la mayoría de las especies vegetales. Las especies saprófitas muestran las máximas concentraciones metálicas, siendo las más bajas las de las especies lignícolas y cultivadas (Alonso *et al.*, 2004).

La diversidad fúngica en México es muy grande, debido a la posición biogeográfica del país, ubicado entre dos grandes regiones, la Neártica y la Neotropical. Además, su intrincada orografía favorece una gran variedad de climas, lo que provoca el complejo mosaico vegetal que cubre el territorio nacional (Guzmán, 1995). Existen alrededor de 200,000 especies de hongos en el país de las cuales se han descrito al alrededor de 6,000 y de ellas, 2,000 son micromicetos y 4,000 macromicetos, incluyendo líquenes y mixomicetos, que corresponden del 3.5 al 4.0% del total de especies de hongos que se estima crecen en el país (Guzmán, 1996; Tovar, 2001).

Durante los últimos veinte años se ha incrementado el interés en cuanto al papel biológico que juegan los metales en el organismo humano (González *et al.*, 1997). Algunos de los metales pesados tóxicos más conocidos y estudiados son el mercurio, el arsénico, el plomo y el cadmio.

La toxicidad del cadmio se deriva de la capacidad que tiene para unirse a ciertas especies reactivas, dando lugar a la inhibición enzimática, provocando disfunciones en el crecimiento y metabolismo tisular.

Cuando el plomo se encuentra presente en el suelo puede entrar en la raíz a través de la difusión pasiva. Estudios de absorción de Pb en plantas han demostrado que la mayor parte de éste se queda en las raíces (Kumar *et al.*, 1995). La retención de Pb en las raíces se basa en la unión de Pb a los sitios de intercambio iónico en la pared celular (Gaur y Andholeya, 2004).

En los alimentos en general y en los hongos en particular prevalecen las formas orgánicas de As, siendo las mayoritarias el ácido dimetilarsínico y la arsenobetaina (abundante en organismos marinos), y en menor proporción

el ácido metilarsínico, óxido trimetilarsínico y ácido arsénico. Sin embargo, también se encuentran pequeñas cantidades de formas inorgánicas más tóxicas, como arsenitos y arseniatos, existiendo importantes variaciones entre unas y otras especies (Byrne *et al.*, 1997).

En particular *Amanita muscaria* contiene elevadas concentraciones de vanadio fijado en un compuesto denominado amavadin (Kneifel y Bayer, 1986), y en la especie hiperacumuladora de cadmio *Agaricus macrosporus* se ha aislado una fosfogluco proteína: cadmiomicrofosfatina, directamente implicada en la captación de este elemento (Meisch y Schmitt, 1986).

Seeger *et al.* (1986) y Lind *et al.* (1995) mencionan que el cadmio presente en estos hongos es asimilado a un nivel similar o superior al de otros alimentos. Además, las concentraciones referidas por otros autores para esta especie en países como Francia, Suiza o Alemania llegan a ser mucho más altas. Tyler (1982) reportó concentraciones de hasta 300 mg/kg. Thomet *et al.* (1999) encontraron niveles por encima de 400 mg/kg en algunas partes de este hongo (especialmente en himenóforo, cutícula pileica y zonas distales del sombrero).

Fangkun *et al.* (2011) evaluaron la presencia de ocho diferentes metales pesados (Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Cr, Ni y Pb) en 14 diferentes especies de hongos comestibles de la provincia de Yunnan en China. El contenido de Cd entre las especies fue de 0.06 mg/Kg para *Pleurotus eryngii* hasta 0.58 mg/Kg para *Coprinus comatus* (Mull.: Fr.) Gray. Las especies de *C. comatus* y de *Agaricus bisporus* (Lange) Sing presentaron valores por encima de los límites establecidos por la Organización mundial de la Salud (OMS) (0.06-0.58 mg/Kg). El contenido de Pb observado fue de 0.67 para *P. ostreatus* hasta 12.9 mg/Kg para *P. eryngii*. El contenido promedio de Pb en las especies analizadas no rebasó los límites establecidos por la OMS con excepción de *P. eryngii* (12.9 mg/Kg).

En cuanto al estudio de arsénico en hongos, Nearing *et al.* (2014) reportó valores de 1.1 mg/Kg de arsénico inorgánico para *Flammulina velutipes* representando el 80% del arsénico total de esta especie, el 20% restante se conformó por ácido dimetilarsínico, la presencia de estas formas moleculares de As está relacionada con aspectos toxicogenéticos con respecto a aberraciones cromosómicas. De acuerdo a sus conclusiones, aspectos como la morfología, y efectos ambientales están relacionados con las diferentes estructuras moleculares de As presentes en las especies de hongos.

El objetivo del presente estudio fue evaluar la presencia y concentraciones de metales pesados de seis especies de hongos (*Amanita caesarea*, *Hypomyces lactifluorum*,

Ramaria flava, *Boletus edulis*, *Pleurotus ostreatus*, y *Tricholoma magnivelare*) que son consumidas como alimento en ciertas comunidades de la zona sierra del estado de Durango.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colecta de material

Las especies analizadas (Tabla 1) se colectaron en el Ejido La Campana (23° 45' 15" N, 105° 31' 05" O), Ejido La Ciudad, Ejido de La Cueva, y Ejido Los Bancos (23° 36' 10"N, 105° 43' 01" O), que son lugares en donde ellas crecen de manera abundante y tienen relativa importancia económica y alimenticia.

Determinación de la presencia y concentración de plomo, cadmio y arsénico por espectrometría de absorción atómica.

La determinación de la presencia y concentración de los metales se llevó a cabo empleando el método oficial 982.23 de la AOAC International (Asociación Internacional de Químicos Analíticos Oficiales, 1995). Para Cd y Pb se usaron 100 mg de muestra seca molida, se agregó 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃), se colocó la muestra en una mufla elevando gradualmente la temperatura de 150 a 550 °C para evitar que la muestra se incinerara y se mantuvo esa temperatura durante 16 horas, posteriormente las muestras se enfriaron y se disolvieron las cenizas en 5 mL de ácido clorhídrico (HCl) 1N, se registró la absorbancia a una longitud de onda de 283.3 nm para Pb y a 228.8 nm para Cd, empleando un espectrómetro de absorción atómica marca Perkin-Elmer. Para As se pesó 100 mg de muestra seca molida, se agregó ácido nítrico concentrado (HNO₃), se tapó y cerró perfectamente el recipiente de digestión, se colocó en la autoclave a 15 lb por 30 minutos, se dejó enfriar a temperatura ambiente. Con una pipeta se tomó una alícuota de la solución digerida y se colocó en un crisol, se añadió 1 mL de la solución de nitrato de magnesio (Mg(NO₃)₂) al 7% (p/v) y se calentó en una parrilla a temperatura baja hasta sequedad, se colocó en la mufla a 450 °C para oxidar cualquier residuo de carbón y descomponer el exceso de nitrato de magnesio (Mg(NO₃)₂), por un tiempo promedio de 30 min. Se enfrió y se disolvió el residuo en 2 mL de ácido clorhídrico (HCl) 8M, se agregó 0.1 mL de yoduro de potasio (KI) al 20% (p/v) para reducir el As V a As III, se dejó reposar durante 2 min y se transfirió a un matraz de 25 mL, posteriormente se registró la absorbancia a una longitud de onda de 193.7 nm en el espectrómetro de absorción atómica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registró la presencia de los tres metales pesados en las seis especies de hongos analizados. Los contenidos de Pb

se muestran en la Tabla 1, dichos valores no rebasaron los establecidos por la norma NOM-130-SSA1-1995 de Bienes y Servicios (1 mg/Kg), la cual se refiere a alimentos, pero que se utilizó en este estudio como referencia porque no existe una específica para hongos. Tampoco rebasó los límites permitidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), la cual indica una ingesta diaria admisible de no más de 215 mg (WHO, 1993).

Tabla 1. Contenido de Pb en seis especies de hongos silvestres comestibles.

Especie	Cantidad de muestra (g)	Pb (mg/Kg)*
<i>Amanita caesarea</i>	0.102	0.9
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	0.100	0.99
<i>Ramaria flava</i>	0.103	0.88
<i>Boletus edulis</i>	0.102	0.95
<i>Pleurotus ostreatus</i>	0.107	0.59
<i>Tricholoma magnivelare</i>	0.104	0.79

*1 mg/Kg, límite máximo de contenido de metales pesados para verduras y sus derivados (NOM-130-SSA1-1995).

A la fecha, existen pocos reportes sobre la composición de metales pesados en especies de hongos. Alonso *et al.* (2003), utilizando un método de voltperometría de redisolución anódica, reportaron concentraciones de plomo de 0.790 mg/Kg para *Boletus edulis*. Esa concentración fue menor que la encontrada en el presente estudio para la misma especie.

Las concentraciones de Cd en las seis especies de hongos se muestran en la Tabla 2, en ella se observa que, al igual que para Pb, los valores obtenidos fueron inferiores a lo establecido en la NOM-130-SSA1-1995. Comparativamente con la legislación internacional, que marca 0.2 mg/Kg de peso seco para los macromicetos silvestres y 0.1 mg/Kg peso seco para cultivados, los resultados obtenidos para las seis especies analizadas fueron también menores, y en consecuencia posiblemente sin riesgo a la salud. En hongos el crecimiento micelial se ve estimulado por la presencia de cadmio hasta un valor crítico, planteando la posibilidad de que este elemento pudiera ser un factor de crecimiento. La recomendación de la OMS respecto a la ingesta diaria admisible (IDA) de cadmio (60 mg, para una persona adulta de peso medio) (Norma General del Codex para los Contaminantes y las Toxinas Presentes en los Alimentos, 1997).

Para *Boletus edulis* de Europa se han reportado concentraciones de Cd más altas (0.819 mg/Kg) (Alonso *et al.*, 2003) que las encontradas en el presente trabajo (0.16 mg/Kg).

Tabla 2. Contenido de Cd en seis especies de hongos silvestres comestibles.

Especie	Cantidad de muestra (g)	Cd (mg/Kg)*
<i>Amanita caesarea</i>	0.102	0.16
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	0.100	0.17
<i>Ramaria flava</i>	0.103	0.18
<i>Boletus edulis</i>	0.102	0.16
<i>Pleurotus ostreatus</i>	0.107	0.04
<i>Tricholoma magnivelare</i>	0.104	0.13

*0.2 mg/Kg, límite máximo de contenido de metales pesados para verduras y sus derivados (NOM-130-SSA1-1995)

En el caso del As, los resultados se indican en la Tabla 3, en la cual se puede observar que los niveles fueron menores a lo que marca la NOM 130-SSA1-1995 utilizada para este estudio. Las bajas concentraciones de As encontradas en las especies cultivadas y lignícolas pueden explicarse por el pequeño volumen de substrato sobre el que crecen, y por la baja concentración de metales que normalmente presentan estos substratos (Tyler, 1982). Para *Boletus edulis*, Alonso *et al.* (2004) reportaron niveles de As más bajos (0.332 mg/Kg) que los encontrados en el presente trabajo para la misma especie.

Tabla 3. Contenido de As en seis especies de hongos silvestres comestibles.

Especies	g de muestra	As (mg/Kg)
<i>Amanita caesarea</i>	0.102	0.88
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	0.100	0.70
<i>Ramaria flava</i>	0.103	0.90
<i>Boletus edulis</i>	0.102	0.90
<i>Pleurotus ostreatus</i>	0.107	0.50
<i>Tricholoma magnivelare</i>	0.104	0.70

*1 mg/Kg, límite máximo de contenido de metales pesados para verduras y sus derivados (NOM-130-SSA1-1995).

CONCLUSIONES

El presente estudio demostró la presencia de Pb, As y Cd en las seis especies de hongos comestibles de la zona sierra del estado de Durango, aunque ésto no implica un problema de salud por su ingesta debido a que se encuentran en bajas concentraciones (Pb, de 0.59 a 0.9 mg/Kg, Cd, de 0.04 a 0.18 mg/Kg y As, de 0.5 a 0.9 mg/Kg).

El consumo de macromicetos en las regiones de Durango donde se colectaron las especies analizadas no puede considerarse un riesgo sanitario por la presencia de plomo, cadmio y arsénico, aunque es recomendable no ingerir ejemplares recogidos en zonas urbanas o cercanas a carreteras con altos índices de tránsito vehicular.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alonso, J., M. García, M. Pérez-López, M. J. Melgar. 2003. Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación. *Revista de Toxicología* 21: 11-15.
- Alonso, J., M. García, M. Corral, M. J. Melgar. 2004. Presencia de arsénico en hongos comestibles, complementos alimenticios de ellos y sustratos de crecimiento en Galicia. *Repercusiones Alimentarias. Revista de Salud Ambiental* 14: 114-121.
- AOAC International. 1995. Official methods of analysis of AOAC International. Analytical Communities Association. USA.
- Byrne, A. R., Z. Slejkovec, T. Stijvef. 1997. Identification of arsenic compounds in mushrooms, and evidence for mycelial methylation. *Australasian Mycological Newsletters* 6: 49-54.
- Fangkun, Z., L. Qu, F. Wenxiu. 2011. Assessment of heavy metals in some wild edible mushrooms collected from Yunnan Province. *China Environmental Monitoring and Assessment* 179: 191-199.
- Gadd, G. M., S. C. Watkinson, P. Dyer. 2007. *Fungi in the environment*. Cambridge University Press. UK.
- Gaur, A., A. Andholeya. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Current Science* 86: 528-534.
- González, M., J. Banderas, C. Raya, A. Báez, R. Belmont. 1997. Cuantificación de plomo, cadmio, y cromo mediante sialoquímica. *Salud Pública de México* 39: 179-186.
- Guzmán, G. 1995. La diversidad de hongos en México. *Ciencias* 39: 52-57.
- Guzmán, G. 1996. Algunos aspectos importantes en la ecología de los hongos (en especial de los macromicetos). Instituto de Ecología. México.

- INBIO (Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica). 1994. www.inbio.ac.cr/papers.
- Kneifel, H., E. Bayer. 1986. Stereochemistry and total synthesis of amavadin, the naturally occurring vanadium compound of *Amanita muscaria*. *Journal of the American Chemical Society* 108: 3075-3077.
- Kumar, N. P. B. A., V. Dushenkov, H. Motto, I. Raskin. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 29: 1232-1238.
- Lind, Y., A. Wicklung Glynn, J. Engman, L. Jorhem. 1995. Bioavailability of cadmium from crab hepatopancreas and mushrooms in relation to inorganic cadmium: a 9-week feeding study in mice. *Food Chemical Toxicology* 33: 667-673.
- Meisch, H.U., J.A. Schmitt. 1986. Characterization studies on cadmium-mycophosphatin from the mushroom *Agaricus macrosporus*. *Environmental Health Perspectives* 65: 29-32.
- Nearing, M. M., I. Koch, K. J. Reimer. 2014. Arsenic Speciation in Edible Mushrooms. *Environmental Science & Technology* 48: 14203-14210.
- Norma general del Codex para los Contaminantes y las Toxinas Presentes en los Alimentos. 1997. Codex Stan 193 - 1995 (Rev. 1 - 1997) <http://www.distritoaxarquia.com>
- NOM-130-SSA1-1995. 1995. Norma Oficial Mexicana Bienes y Servicios. Alimentos envasados en recipientes de cierres herméticos y sometidos a tratamiento térmico y disposiciones y especificaciones sanitarias.
- Seeger, R., Schiefelbein, R., Seuffert, R., Zant, 1986. W. Absorption of cadmium ingested with mushrooms. Abstracts of the 27th. Spring meeting, Dtsch. Pharmakol. Gesselsch. Naunym-Schimiedeberg's Archives of Pharmacology 332: 110.
- Thomet, U., Vogel, E., Krähenbühl. 1999. The uptake of cadmium and zinc by mycelia and their accumulation in mycelia and fruiting bodies of edible mushrooms. *European Food Research and Technology* 209: 317-324.
- Tovar V. J. A. 2001. Que tan diversos son los hongos. IV Congreso Mexicano de Etnobiología. Asociación Etnobiológica Mexicana (AEM). México.
- Tyler, G. 1982. Metal accumulation by wood decaying fungi. *Chemosphere* 11: 1141-1146.
- WHO. 1993. Guidelines for Drinking-Water Quality. Switzerland. www.who.int/water_sanitation_health/

MÉTODO DE CONTEO DE GRUPOS FECALES PARA LA ESTIMACIÓN DE POBLACIONES DE CÉRVIDOS SILVESTRES

Dania Melissa Vega Hernández, Isaías Cháirez Hernández

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional, Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango, México, 34220. Correo electrónico: daniavega12@gmail.com

RESUMEN

Para el desarrollo de las Unidades de Manejo Ambiental se requieren estudios de población y se cuenta con diferentes métodos. Un método indirecto usado en México es el conteo de grupos fecales para estimar la densidad de población de cérvidos y otros ungulados, en el que se emplea una tasa de defecación que indica el número de grupos fecales excretados por un animal en 24 h. Este método ofrece información sobre la abundancia relativa de la cantidad de individuos de una especie, así como la intensidad del uso de hábitat en un área. En 1956 se modeló un índice conociendo la relación entre la densidad de grupos fecales y el número de venados por área. Ningún autor había aportado datos sobre la tasa de defecación para ese entonces, y algunos otros aportaron índices fecales con alta variabilidad y la técnica necesita del conocimiento de dicha tasa para la época en que se aplica el muestreo y tipo de alimento. Actualmente, se conoce la alta correlación que existe entre el nivel de fibra contenida en heces y el efecto que ejerce la disminución del fotoperiodo sobre la tasa de defecación. Por lo que con un análisis para la obtención de fibras en las heces y utilizando la fórmula apropiada con tales resultados, se disminuye el error de estimación de densidad poblacional de ungulados. En general, si se conoce el número de grupos fecales en las áreas de muestreo y el lapso de tiempo en que fueron depositados, será factible determinar la población de individuos en un área definida.

ABSTRACT

To develop Environmental Management Units, studies of the population are required and there are different methods to do that. An indirect method used in Mexico is fecal groups counting to estimate cervids population density and it is needed to estimate a defecation rate, which indicates the number of fecal groups excreted per animal in 24 h. This method provides information on the relative abundance of the number of individuals of a certain species and its habitat use in a given area. In 1956, an index was developed, based on the relationship between the density of fecal groups and the number of deers per area. Until that year authors had not given information about defecation rate, and others gave some dates with a lot of variability and the technique requires knowledge of this rate for season and kind of food. Currently, the high correlation between the level of fiber contained in feces and the effect exerted by the photoperiod on defecation is known. So, with an analysis obtaining the level of fiber in feces, the error to estimate population density decreases. In general, if the number of fecal groups in the areas of sampling and the time of excretion are known, it will be possible to determine the cervid population size in a defined area.

PALABRAS CLAVE:

Tasa de defecación, fibra, densidad de población.

KEYWORDS:

Defecation rate, fiber, population density.

INTRODUCCIÓN

Las actividades implicadas en la cacería legal deportiva, sus subproductos, así como el ecoturismo y otras actividades, constituyen un importante generador de empleos rurales y una fuente de riqueza para el campo, lo que propicia que productores se sumen a las actividades del manejo de la fauna y flora silvestres, siempre a través de las Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable para la Vida Silvestre (UMA) (Vega, 2010). Para el desarrollo y establecimiento de UMAs para animales se requieren métodos que permitan estimar el tamaño de las poblaciones, para ello se cuenta con diferentes métodos, los cuales pueden ser directos o indirectos (colecta de heces, conteo de huellas, u otros indicios). Un método indirecto muy usado en México es el conteo de grupos fecales para estimar la densidad de población de ungulados (Ezcurra y Gallina, 1981). Este método indirecto es principalmente utilizado debido a que observar directamente a los animales en muchos ecosistemas del país es una actividad particularmente difícil. Para realizar la estimación utilizando este método es necesario emplear un índice fecal o tasa de defecación que indica el número de grupos fecales excretados por un animal en un lapso de tiempo de 24 h.

Es común en estudios de población a partir del conteo de grupos fecales, que se apliquen tasas de defecación provenientes de estudios realizados en lugares semejantes en vegetación y características ambientales, sin considerar la época del año en que fue realizada la colecta y mucho menos el tipo de dieta (Vega, 2014).

Para cérvidos, existe gran variabilidad entre las tasas de defecación de acuerdo a la subespecie, edad, sexo, calidad del alimento y condiciones en que estuvieron los animales durante el experimento (Van Etten y Bennett 1965; Ryl 1971; Rogers, 1987; Portillo *et al.*, 2010). Una mala selección de la tasa de defecación puede acarrear estimaciones erróneas de densidad y por consecuencia estrategias equívocas de manejo.

El presente trabajo se elaboró con la finalidad de describir la técnica de conteo de pelets fecales para la estimación poblacional de cérvidos y algunos otros ungulados silvestres y en campo, así como presentar algunas actualizaciones del método y consideraciones al usarlo.

USO DE CONTEO DE GRUPOS FECALES COMO FUENTE DE ESTIMACIÓN CONFIABLE DE LA DENSIDAD POBLACIONAL EN UNGULADOS

El manejo exitoso de las especies cinegéticas bajo un aprovechamiento sustentable conlleva estimaciones confiables de diferentes parámetros poblacionales, como la densidad de población, proporción de sexos y edades.

Por otro lado, la información acerca del uso de hábitat es otro aspecto que también provee información muy útil para el manejo de la fauna (Härkönen y Heikkilä, 1999). La densidad poblacional es el punto de partida para establecer estrategias en el manejo de especies silvestres y en el caso de rumiantes silvestres es usualmente calculada a partir del conteo de grupos fecales. Este método ha sido utilizado ampliamente en áreas con poca visibilidad por la espesura de su vegetación (Massei y Genov, 1998), o también en especies difíciles de observar por sus hábitos (Fuller, 1991; Massei y Genov, 1998). Por ejemplo, Neff (1968) reportó su uso con venado chital (*Axis axis*) en África, por encontrarse en áreas muy densas de vegetación (Dinerstein y Dublin, 1982). Este método es también usado para conocer los cambios y tendencias de la abundancia de venado en algunas partes de Estados Unidos, Canadá, Europa, Australia, y Nueva Zelanda (Forsyth *et al.*, 2005). El conteo de grupos fecales ofrece información sobre la abundancia relativa de la cantidad de individuos de una especie, así como la intensidad del uso de hábitat en un área determinada (Neff, 1966; Mandujano y Gallina, 1995). Riney (1957) comentó que es una medida objetiva de conocer las fluctuaciones de poblaciones, y que ayuda a determinar los tipos de hábitat preferidos por los individuos y los patrones de uso por estaciones del año. Así pues, el conteo de grupos fecales es un método común para estudiar las tendencias poblacionales y uso del hábitat por rumiantes silvestres (Rollins *et al.*, 1984).

El método sobre el conteo de grupos fecales fue descrito por Bennett *et al.* (1940) y ha sido utilizado por varios investigadores, aunque Forsyth *et al.* (2005) comentó que el método ya era usado como índice de la abundancia de venados desde los años treinta. El uso de este método en especies cinegéticas, fue primeramente utilizado en venado, ya que Eberhardt y Van Etten (1956) modelaron un índice conociendo la relación entre la densidad de grupos fecales y el número de venados por área. Portillo *et al.* (2010) y Härkönen y Heikkilä (1999) sugirieron que este método podía ser usado para determinar la cantidad aproximada de individuos de ungulados silvestres así como también sus movimientos y utilización de la vegetación, aunque ninguno de estos autores aportaron datos acerca de las tasas de defecación (Eberhardt y Van Etten, 1956; Smith, 1964). Al respecto, Neff (1968) revisó esta técnica y concluyó que puede proveer datos confiables en la mayoría de las condiciones de campo y Forsyth *et al.* (2005) declararon la confiabilidad del método al encontrar una alta correlación entre el número de grupos fecales y la densidad poblacional de venados, por lo que este método también es aplicable al estudio del uso de hábitat para otras especies como el alce

(*Alces alces*), venado cola blanca, watipi (*Cervus canadenses*), bisonte (*Bison bison*) y corzo (*Capreolus capreolus*) y para estimar poblaciones de venado bura (*Odocoileus hemionus*) y gamo (*Dama dama*) (Neff, 1968).

El procedimiento más utilizado en la técnica de conteo de grupos fecales, comienza con limpiar un determinado número de parcelas las cuales servirán para registrar la acumulación de grupos fecales durante un determinado tiempo (días). Pasados los días previamente establecidos para el muestreo, se colectan todos los grupos fecales depositados en las parcelas, el total de grupos fecales es entonces dividido por la tasa de defecación de la especie involucrada (Massei *et al.*, 1998). Esto es:

$$\text{Densidad poblacional} = \frac{(\text{área})(\text{grupos fecales})}{(\text{días})(\text{tasa de defecación})}$$

Donde:

área: área total muestreada.

grupos fecales: los encontrados en el área muestreada.

días: número de días en los que se depositaron esos grupos fecales.

tasa de defecación: número medio de grupos fecales que un animal excreta por día.

El procedimiento resulta sencillo, si contamos con la certeza de que la tasa de defecación es constante en el tiempo y para todos los hábitats. Sin embargo, esto no sucede de tal manera. Por tal motivo, la técnica necesita del conocimiento de la tasa de defecación en la época en que se aplica el muestreo y la disponibilidad de alimento (Clemente *et al.*, 2005).

Las tasas de defecación para venado más aplicadas en todo América están basadas en dos estudios realizados en invierno con animales en cautiverio alimentados con forraje nativo de la zona (Rogers, 1987) y un estudio de venados en Texas también en cautiverio alimentados con una dieta comercial (Rollins *et al.*, 1984). Estudios semejantes se han llevado a cabo con venado bura (*Odocoileus hemionus*) (Neff, 1968).

Según Smith (1964) la tasa de defecación se ve principalmente afectada por los niveles de consumo, los cuales dependen del tipo de forraje. La edad del animal y los cambios abruptos de la dieta, así como el estrés también son factores que pueden tener injerencia en la tasa de defecación (Rollins *et al.*, 1984). Las tasas de defecación también pueden cambiar estacionalmente con la dieta, el confinamiento, la subespecie y tipo de hábitat (Ryel, 1971).

TASA DE DEFECACIÓN

Rasmussen y Doman (1943) fueron los primeros en tratar de determinar la tasa de defecación contando grupos fecales de venado bura en cautiverio, y después relacionar tal tasa con un número de individuos ya conocido. Reportes antiguos y recientes sugieren que la tasa de defecación del venado bura y cola blanca es alrededor de 13 grupos por animal por día (Eberhardt y Van Etten, 1956). Smith (1964) reportó una tasa ligeramente más alta (13-14 grupos día), pero Collins (1981) reportó tasas de 21-23 grupos animal día para venado bura; mientras que Rollins *et al.* (1984) reportaron una media de 19.6 grupos animal día, Rogers (1987) 15 grupos día, Sawyer *et al.* (1990) de 11.96 grupos día, aumentando a 34 grupos animal día durante el otoño, y Pérez *et al.* (2010) 17 grupos animal día. Estos reportes obligaron a analizar a fondo el problema fundamental del método en cuanto al rango de variación que va de 13 a 34 grupos fecales animal día, donde una mala selección al considerar una tasa de defecación errónea, conlleva errores desastrosos en la estimación de poblaciones. Aunado a esto, están las variaciones de la tasa de defecación entre subespecies, edad, sexo, y actividad (Van Etten y Bennett 1965; Ryel 1971; Rogers, 1987, Portillo *et al.*, 2010). Por ejemplo, Miquelle (1983) menciona que la hiperactividad de animales en cautiverio, no acostumbrados, puede resultar en numerosas defecaciones. Se reconocen además limitantes no controladas en el cautiverio tales como el tipo de alimento usado, la cantidad de fibra ingerida, frecuencia de alimento y estrés al encierro (Portillo *et al.*, 2010), así como la estación del año la cual puede provocar cambios en la tasa defecación, como lo que observó Mautz (1971) sobre la variación de pesos en los grupos fecales por estación, los cuales podrían deberse a los cambios en la dieta y a los cambios en el comportamiento y reproducción de éstas especies.

Actualmente se ha dado a conocer la alta correlación positiva que existe entre el nivel de fibra contenida en el alimento, y la contenida en heces; así como la relación que tiene la cantidad de fibra consumida con la cantidad de grupos fecales excretados, y el efecto que ejerce la disminución del fotoperiodo y el comportamiento reproductivo de las especies en las estaciones frías sobre la tasa de defecación, siendo mayor en verano y menor para el invierno (Vega, 2014). En tal estudio se creó un modelo, uno para la época de secas o fría, y otro para la época de lluvias, en base a la cantidad de fibra contenida en las heces de venado (Fibra Detergente Neutro y Fibra Detergente Ácida).

Siendo estas:

TD: $-51.0271 + [0.26868 (\%FDN)] + [1.61121 (\%FDA)]$

para el verano y

TD: $7.82939 - [0.02667 (\%FDN)] + [0.17309 (\%FDA)]$

para invierno.

Donde:

TD: tasa de defecación.

%FDN: porcentaje de fibra detergente neutro que arrojen los análisis de laboratorio.

%FDA: porcentaje de fibra detergente acida que arrojen los análisis de laboratorio.

Por lo que con un análisis para obtención de fibras en las heces encontradas en campo (con costos accesibles a los productores) y utilizando dichos datos en la fórmula apropiada a la época del año se disminuye, por mucho, el error de estimación de densidad poblacional de ungulados silvestres dada por la mala elección de una tasa de defecación adecuada.

CONSIDERACIONES FINALES

No obstante de la benevolencia del método, éste ha sufrido numerosas modificaciones convirtiéndolo en una herramienta útil para el manejo y la investigación. Aunque su aplicación tiene ciertas dificultades dadas por el observador y por factores ambientales, el método tiene la ventaja de que los grupos fecales son un indicio inequívoco de la presencia y abundancia de individuos, y pueden estar sujetos a muestreo y análisis estadístico, lo que hace al método estar también sujeto a fuentes de error que disminuyen la precisión de la estimación. Dentro de las estimaciones de población empleando este método, debe ser tomado en cuenta el sesgo ocasionado por el observador. Algunas recomendaciones en el uso del método aconsejan muestrear tan pronto comienza la primavera, entrenar a las personas que se dediquen a hacer el muestreo e incluir un segundo observador. Errores en la estimación de población de venados pueden resultar si todos los grupos fecales en las áreas muestreadas no son registrados o si el observador no cuenta todos los grupos que fueron depositados en el periodo de estudio. Usar áreas de muestreo fáciles de observar, incluir dos observadores y conocer el tiempo de deposición de las heces a fin de mitigar los sesgos, son prácticas que han sido recomendadas durante la aplicación del método. En general, si se conoce el número de grupos fecales en las áreas de muestreo y el lapso de tiempo cuando estos fueron depositados, entonces será factible determinar con precisión la población de venados en un área definida para un tiempo determinado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bennett, L. J., P. F. English, R. McCain. 1940. A study of deer populations by use of pellet group count. *Journal of Wildlife Management* 4: 398-403.
- Clemente, F., E. Riquelme, G. D. Mendoza, R. Bárcena, S. González, R. Ricalde. 2005. Digestibility of forage diets of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*, Hays) using different ruminal fluid inocula. *Journal of Applied Animal Research* 27: 71-76.
- Collins, W. B. 1981. Habitat preferences of mule deer as rated by pellet-group distribution. *Journal of Wildlife Management* 45: 969-972.
- Dinerstein E., H. T. Dublin 1982. Daily defecation rate of captive axis deer. *Journal of Wildlife Management* 46: 833-835.
- Eberhardt L., R. C. Van Etten. 1956. Evaluation of the Pellet Group Count as a Deer Census Method. *Journal of Wildlife Management* 20: 70-74.
- Ezcurra E., S. Gallina. 1981. Deer biology, habitat requirements and management in Western North America. Instituto de Ecología. México.
- Fuller, T. K. 1991. Do pellets counts index white tailed deer numbers and population change? *Journal of Wildlife Management* 55: 393-396.
- Forsyth, D. M., R. J. Barker, G. Morris, M. P. Scroggie. 2005. Modeling relationship between fecal pellets indices and deer density. *Journal of Wildlife Management* 71: 964-970.
- Härkönen, S, R. Heikkilä. 1999. Use of pellet group counts in determining density and habitat use of moose *Alces alces* in Finland. *Journal of Wildlife Biology* 5: 233-239.
- Mandujano, S., S. Gallina. 1995. Comparison of Deer Censuring Methods in Tropical Dry Forest. *Wildlife Society Bulletin* 23: 180-186.
- Massei, G, P. Bacon, P. G. Genov. 1998. Fallow Deer and Wild Boar Pellets Group Disappearance in Mediterranean Area. *Journal of Wildlife Management* 62: 1086-1094.
- Massei, G., P.G. Genov. 1998. Fallow deer (*Dama dama*) winter defecation rate in Mediterranean area. *Journal of Zoology* 245: 209-214.
- Mautz, W. W. 1971. Confinement Effects on Dry-Matter Digestibility Coefficients Displayed by Deer. *Journal of Wildlife Management* 35: 366-368.
- Miquelle, D. 1983. Summer defecation urination rates and volumes of Moose. *Journal of Wildlife Management* 47: 1230-1233.
- Neff, D. J. 1966. A determination of defecation rate for elk. *Journal of Wildlife Management* 29: 406-407.

- Neff, D. J. 1968. The Pellet-Group Count Technique for Big Game Trend, Census, and Distribution: A Review. *Journal of Wildlife Management* 32: 597-614.
- Pérez, S., S. Mandujano, R. E. Martínez. 2010. Tasa de defecación del venado cola blanca, (*Odocoileus virginianus mexicanus*), en cautividad en Puebla, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 20: 167-170.
- Portillo R. H. O., J. Hernández, F. Elvitt, F. Leiva, I. Martínez. 2010. Estimación de la tasa de defecación del venado cola blanca *Odocoileus virginianus* en cautividad en Honduras. *Revista Mesoamericana* 14(1): 55-57.
- Rasmussen, D. I., E. R. Doman. 1943. Census methods and their application in the management of mule deer. *Transnational North America Wildlife Conference* 8:369-379.
- Riney, T. 1957. The use of feces counts in studies of several free-ranging mammals in New Zealand. *New Zealand Journal of Science and Technology* 38B: 507-532.
- Rogers, L. L. 1987. Seasonal changes in defecation rates of free ranging white tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 51: 330-333.
- Rollins, D., F. C. Bryanty, R. Montadun. 1984. Fecal pH and defecation rates of eight ruminants fed known diets. *Journal of Wildlife Management* 48: 807-813.
- Ryel, L. A. 1971. Evaluation of pellet group surveys for estimating deer populations in Michigan. Michigan Department of Natural Resources. USA.
- Sawyer T. G., R. L. Marchinton, W. MacLentz. 1990. Defecation rates of female white tailed deer in Georgia. *Wildlife Society Bulletin* 18: 16-18.
- Smith, A. 1964. Defecation rates of mule deer. *Journal of Wildlife Management* 28: 435-444.
- Van Etten, R. C., C. L. Bennett. 1965. Some sources of error in using pellet-group counts for censusing deer. *Journal of Wildlife Management* 29: 723-729.
- Vega, D. 2010. Estudio Ambiental del Rancho Chorreños, Municipio de Coneto de Comonfort Durango, para el manejo de venado cola blanca. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Bermejillo, Durango, México.
- Vega, D. 2014. Tasas de defecación de venado cola blanca a partir del contenido de fibras en heces. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México, México.

LIXIVIACIÓN COMBINADA DE MANGANESO Y PLATA: REVISIÓN

David Israel Rodríguez Valles, Ignacio Villanueva Fierro

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, del Instituto Politécnico Nacional. Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango, México, CP. 34220. Correo electrónico: david.dirv@gmail.com

RESUMEN

Esta revisión presenta algunos de los principales estudios realizados hasta la fecha sobre el tratamiento de minerales con alto contenido de manganeso (Mn) y con baja ley de plata (Ag), en los que el manganeso está presente como dióxido de manganeso (MnO_2). Este alto estado de oxidación del Mn^{+4} ocasiona que la mayor parte de la plata contenida en el yacimiento se disemine y encapsule dentro de las capas de óxidos, quedando así inaccesibles para la solución lixiviante. En todas las técnicas revisadas el proceso más importante para la extracción es la reducción del Mn^{+4} a Mn^{+2} , agregando una gran variedad de agentes reductores para posteriormente lixiviar la plata con métodos más tradicionales, dado que se presume que ésta ha quedado liberada en el residuo sólido de la reducción. Los métodos más sobresalientes son los que utilizan como agentes reductores el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), el sulfito de sodio (Na_2SO_3) y el azufre, a través de una técnica de calcinado reductivo.

ABSTRACT

This review presents some of the main current studies on the treatment of minerals with high manganese (Mn) content and with low grade of silver (Ag), in which manganese is present as manganese dioxide (MnO_2). This high oxidation state of the Mn^{+4} causes that most of the silver contained in the reservoir spreads in the oxide layers and is encapsulated becoming inaccessible to the leaching solution. In all revised techniques for the extraction process the reduction stage of the Mn^{+4} to Mn^{+2} is the most important part, by adding a variety of reducing agents and subsequently leaching silver with traditional methods, since it is presumed that silver has been released in the solid residue of the reduction process. The more prominent methods are those that use hydrogen peroxide (H_2O_2) sodium sulfite (Na_2SO_3) and sulfur as reducing agents, through a reductive roasting technique.

INTRODUCCIÓN

La minería en México ha sido practicada desde la época prehispánica constituyendo una de las actividades económicas y culturales con mayor tradición. México ocupa el primer lugar en obtención de plata a nivel mundial (USGS, 2012) y se ubica entre los 10 principales productores de oro, plomo, cobre, zinc, bismuto, entre otros (INEGI, 2013).

México también es el primer destino de inversión en exploración minera en América Latina y el cuarto en el mundo de acuerdo con un reporte publicado por el MEG (2013). Por todos estos factores la minería en México es reconocida en la historia como un factor de avance y desarrollo económico para el país.

La plata es un metal muy dúctil y maleable, es un poco más dura que el oro, ostenta un brillo blanco metálico, posee la más alta conductividad eléctrica y conductividad térmica de todos los metales y también presenta el mayor índice de refracción. Se encuentra en la naturaleza generalmente en forma de sulfuro (argentita), o como plata metálica (plata libre), y

PALABRAS CLAVE:

Plata encapsulada, dióxido de manganeso, lixiviación, minería.

KEY WORDS:

Refractory silver, manganese dioxide, leaching, mining.

en menor proporción combinada con arsénico (proustita), antimonio (pirargirita) o cloro (AgCl), formando un numeroso grupo de minerales (Burriel *et al.*, 2006). De ellos, el compuesto más abundante es el sulfuro de plata (Ag₂S), un sólido que forma cristales de color entre gris y negro caracterizado por ser altamente insoluble en agua y además cuando el perfil mineralógico arroja una proporción de óxidos mucho mayor con respecto a la plata en un determinado mineral, esta última se disemina como polimorfismos (ej. filomelanita), resultando muy difícil de separar (Jiang *et al.*, 2004).

El manganeso (Mn) también es importante para la minería, anualmente se producen 17 millones de toneladas de manganeso en el mundo (USGS, 2014) y presenta múltiples aplicaciones para la industria, principalmente en la producción del acero pero también en la manufactura de baterías de carbón-zinc, en la fabricación de fertilizantes, en colorantes e incluso en algunos medicamentos. El problema en la extracción de manganeso es que los yacimientos actuales están sobreexplotados y a pesar de que existen extensos depósitos de dióxido de manganeso es necesario desarrollar nuevas tecnologías para separarlo de manera rentable (Geoffroy y Cardarelli, 2005). En la naturaleza, el manganeso se presenta generalmente como pirolusita (MnO₂), este alto estado de oxidación del manganeso hace que la plata presente se adhiera y encapsule dentro de capas de dióxido de manganeso, quedando así inaccesible para la lixiviación (Wei-Yi *et al.*, 2013).

De acuerdo con las características mineralógicas antes mencionadas, cuando el mineral contiene manganeso y plata resulta muy difícil separar cualquiera de estos dos metales individualmente debido a que la plata esta encapsulada en las capas de óxidos haciéndola inaccesible, el sulfuro de plata es prácticamente inerte en soluciones acuosas, y a que el dióxido de manganeso es insoluble con los métodos tradicionales de lixiviación. Por estos motivos es necesario aplicar un proceso de lixiviación combinado en donde primero se reduzca al Mn⁺⁴ a Mn⁺² y de esta manera la plata sea liberada para que sea posible su separación, en este trabajo se hace una revisión de las principales aportaciones realizadas hasta la fecha sobre el tema.

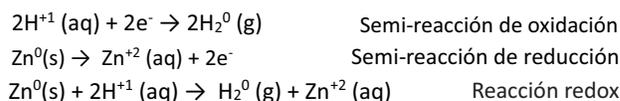
REACCIONES DE OXIDACIÓN-REDUCCIÓN

Las reacciones de oxidación-reducción (redox) gobiernan los procesos de lixiviación de minerales. En la actualidad, la mayoría de los elementos que se obtienen en la industria se separan a partir de procesos oxidantes o reductivos. El término "oxidación" proviene de la combinación de la mayoría de los elementos químicos con el

oxígeno sin embargo existe algunas reacciones redox en donde este no interviene. Para que una reacción redox ocurra se necesita al menos dos semi-reacciones las cuales resumen la reacción global. Por un lado una semi-reacción de reducción donde una especie iónica se oxida cediendo electrones y se le conoce como agente reductor.

Por otro lado una semi-reacción de oxidación donde una especie iónica se reduce ganando electrones y se le conoce como agente oxidante, un ejemplo de estas reacciones se muestra en el grupo de ecuaciones (I). En estas semi-reacciones el número de electrones cedidos debe ser igual al número de electrones ganados, en ocasiones también es necesario la presencia de un agente ligante que en los procesos de minería sirve para aumentar la solubilidad de los metales objetivo de la lixiviación.

I



La ganancia o pérdida de electrones se expresa con el estado de oxidación del elemento que es un número positivo o negativo colocado encima del símbolo y que permite identificar fácilmente a los que se oxidan o se reducen (ej. Mn⁺⁴, Ag⁺¹, Cu⁺²), este número simboliza las cargas que tendrá un átomo en una molécula o compuesto iónico si sus electrones fueran transferidos completamente (Chang y College, 2002).

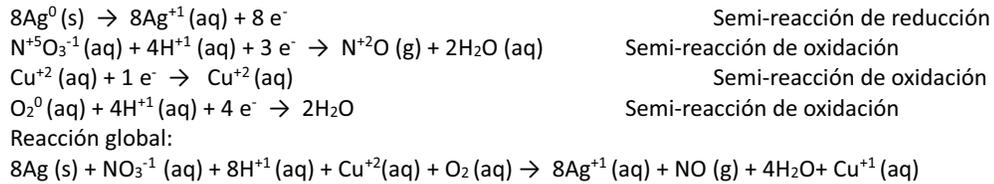
Una reacción típica en la minería para la lixiviación de plata se ejemplifica en la serie de ecuaciones (II) en donde la plata metálica del yacimiento se oxida diluyéndose en la solución acuosa gracias a la reducción del cobre, del ion nitrato y del oxígeno disuelto en medio ácido.

Así mismo una reacción redox usada en la minería para la extracción de manganeso se describe en el grupo de ecuaciones (III), donde el cobre se oxida cediendo 5 electrones, mientras que simultáneamente el nitrato y el manganeso se reducen (ver Mn⁺⁴ a Mn⁺²) ganando los electrones cedidos por el cobre.

MÉTODOS DE LIXIVIACIÓN COMBINADA

Disolver en solución manganeso y plata simultáneamente es teóricamente posible, Jiang *et al.* (2003) sobreponiendo los diagramas de Eh-pH de Mn⁺² y de Ag⁺¹ en condiciones estándar de 1 atm, 25°C y 1 M de concentración, obtienen la Figura 1 en donde podemos observar una pequeña área de coexistencia de ambas especies iónicas la cual tiene un pH máximo de 3.64.

II



III

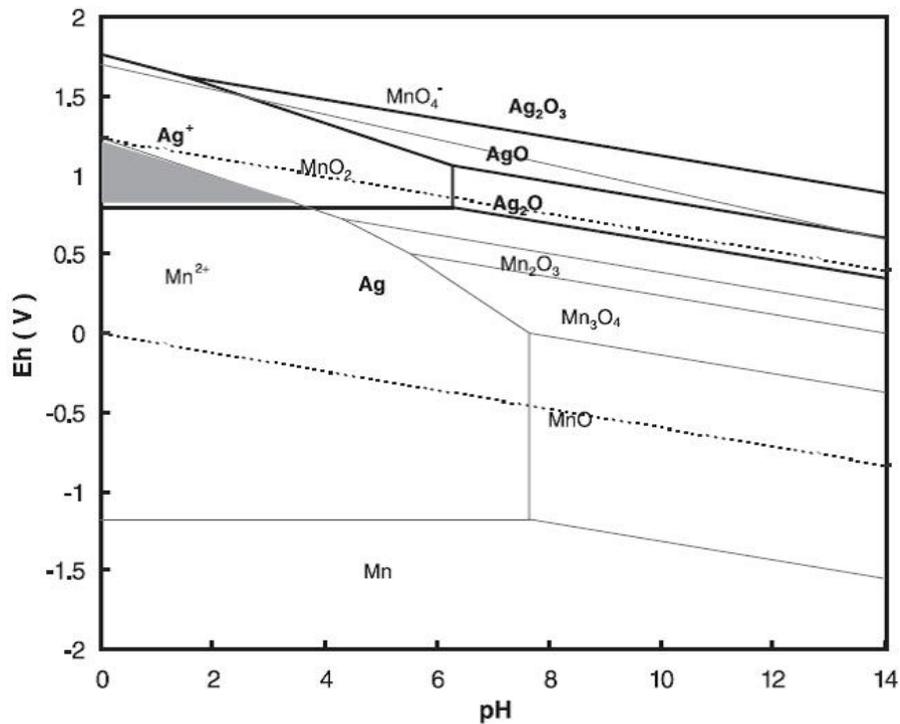
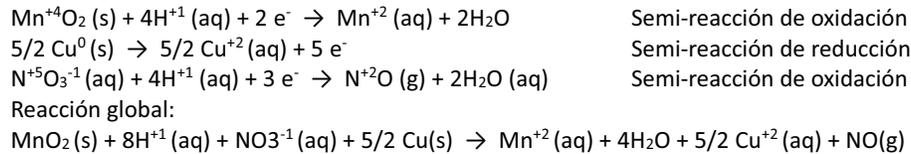
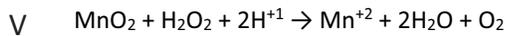
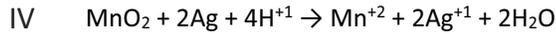


Figura 1. Diagramas Ep-pH de Mn⁺²-H₂O y Ag⁺¹-H₂O, sobrepuestos (Jiang *et al.*, 2003).

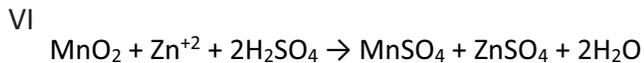
El peróxido de hidrógeno (H₂O₂) en medio ácido ha mostrado ser muy útil para lograr una alta recuperación de metales como manganeso (97%), zinc (98%), aluminio (81%) y cobre (100%), según un estudio reciente, usando una concentración de 0.4 mol/L (Hazeq *et al.*, 2006). Jiang *et al.* (2004) y Zhang *et al.* (2005), usando H₂SO₄ como medio ácido, encontraron que el peróxido de hidrógeno juega un doble papel al oxidar la plata y reducir al manganeso como se observa en la reacción (IV).

Hazeq *et al.* (2006) también aportaron que la concentración óptima de peróxido de hidrógeno es 0.6 mol/L para disminuir el consumo de reactivos mientras que se mantienen buenos niveles de disolución de manganeso y plata. Jiang *et al.* (2004) concluyeron que el peróxido de hidrógeno solo se comporta como agente reductor frente a agentes oxidantes muy fuertes, y que su uso como lixiviante de plata resulta en una ventaja cuando el dióxido de manganeso está presente.

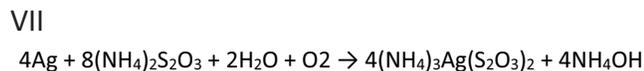
Como se establece en la ecuación (V) el Mn^{+4} puede disolverse en la solución si primero es reducido a Mn^{+2} . Sin embargo, el uso de H_2O_2 , que resuelve técnicamente la lixiviación de plata y de manganeso, encarece el proceso haciéndolo económicamente prohibitivo.



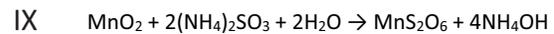
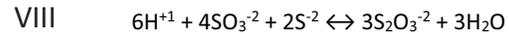
Otra forma de reducir el Mn^{+4} es usando zinc como agente oxidante y ácido sulfúrico como medio ácido formando sulfato de manganeso. La reacción involucrada se muestra en la ecuación (VI), en la que también se aprecia una forma efectiva para disolver el zinc presente en el mineral. En este proceso, la temperatura tiene un gran efecto sobre la lixiviación del manganeso ya que la tasa de recuperación se incrementa al elevar la temperatura (Yaozhong, 2004).



El uso de tiosulfato de amonio ($(NH_4)_2S_2O_3$) es altamente recomendable para la minería de gran escala porque no es tóxico y es barato. El tiosulfato forma compuestos solubles de plata como se esquematiza en la reacción (VII) (Geoffroy y Cardarelli, 2005).



Esta reacción de lixiviación ocurre en un medio alcalino con pH mayor a 8, para lo cual se agrega hidróxido de amonio (NH_4OH) a la solución porque además de regular el pH el amonio acelera la reacción y estabiliza al compuesto de plata-tiosulfato. Es importante mantener una concentración de sulfito de amonio (NH_4SO_3) de entre 0.05-0.2% ya que sin el ion sulfito (SO_3^{-2}) el tiosulfato se vuelve inestable, la plata ya lixiviada se oxida formando sulfuros y se precipita perdiéndose de nuevo. La reacción (VIII) expresa el equilibrio logrado con la presencia del ion sulfito. En minerales con alto contenido de manganeso la relación del ion sulfito debe ser mantenida entre 1-4% agregando sulfato de amonio ($(NH_4)_2SO_4$), bisulfato de amonio (NH_4HSO_4) o dióxido de azufre (SO_2). Lo anterior debido a que el dióxido de manganeso consume sulfito de acuerdo a la reacción (IX), en la que se muestra como aumenta el requerimiento del ion sulfito con la presencia de manganeso, por lo cual es necesario tomar precauciones para asegurar la presencia continua de sulfito y evitar las consecuencias antes mencionadas (Kerley, 1979).



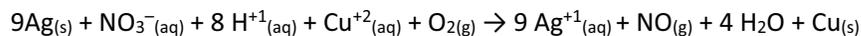
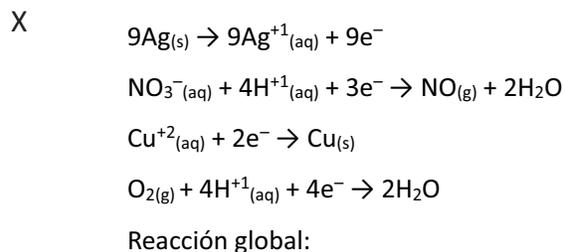
Un tercer método es el proceso desarrollado por Zhang *et al.* (2013) y Dornelles *et al.* (2014), quienes aplicaron una técnica de calcinado para tratar minerales con bajo contenido de manganeso usando azufre puro, en el cual el dióxido de manganeso rápidamente es reducido formando trióxido de manganeso (Mn_2O_3), óxido manganoso (Mn_3O_4), óxido de manganeso (MnO), sulfuro de manganeso (MnS) y sulfato de manganeso ($MnSO_4$), donde todas las reacciones suceden prácticamente de manera inmediata y en todos los compuestos el manganeso está reducido a Mn^{+2} . Los valores óptimos del proceso son una temperatura de calcinado de $550^\circ C$, un tiempo de proceso de 10 minutos y una relación de reactivos S/Mn de 0.5. Una vez calcinado el mineral es posible utilizar ácido sulfúrico para lixiviar tanto el manganeso como la plata formando sulfatos, los parámetros óptimos reportados son 1 mol/L de ácido sulfúrico, velocidad de agitación de 200 rpm, relación sólido-líquido de 1:5 y tiempo de reacción de 5 min a temperatura ambiente, mostrando una eficiencia de recuperación de manganeso de 95.6% y hierro de 14.5%.

También se ha estudiado la lixiviación reductiva de manganeso con sulfito de sodio (Na_2SO_3) como agente reductor y ácido sulfúrico como medio ácido, para de esta forma liberar y concentrar la plata presente en el mineral dentro del residuo sólido de la reducción y posteriormente lixiviarla con una solución de ácido clorhídrico y cloruro de calcio donde el primero se descompone liberando el ion de plata mientras que el segundo aporta el ion cloruro libre para formar complejos de plata, logando separa el 99% de manganeso y el 92% de la plata en las condiciones óptimas de 92% de sulfito de sodio, 89% de ácido sulfúrico y 66% de ácido clorhídrico (Qing-Hua *et al.*, 2012).

La flotación comúnmente se utiliza para separar plata en minerales de baja ley, como argentita y tetraedrita. En esta técnica se usa sulfito de sodio (Na_2SO_3) como activador, xantato de butilo y dibutilo de amonio ditiofosfato como colectores. Sin embargo cuando la plata está asociada con óxidos metálicos (como MnO_2) las prácticas normales de flotación sirven de poco, un estudio reciente solo logra recuperar alrededor del 8.5% de la plata presente en un mineral con manganeso (Xiao-Yun *et al.*, 2006). En este mismo estudio se aplicó una técnica de separación por métodos magnéticos aprovechando la capacidad del manganeso de formar polimorfismos no solo con la plata sino también con el hierro, y al utilizar celulosa como agente reductor se obtuvo una recuperación de plata del 84.25%.

Otros métodos de lixiviación combinada de manganeso y plata poco frecuentes encontrados en la revisión bibliográfica son: bio-lixiviación con extracto de cultivos bacterianos de Penicilina por mecanismos no enzimáticos logrando separar el 100% de Ag y Mn (Gupta y Ehrlich, 1989), extracción reductiva por microorganismos heterótrofos en presencia de sustancias sacaríferas y por cultivos autótrofos bajo condiciones aeróbicas con una eficacia del 99% de recuperación de Mn (Xin *et al.*, 2015), lixiviación reductiva usando polvo de *Phytolacca americana* en ácido sulfúrico diluido (Xue *et al.*, 2014), calcinado reductivo usando fécula de maíz como agente reductor y ácido sulfúrico como lixivante obteniendo 90.2% de Mn (Cheng *et al.*, 2009) y lixiviación reductiva en medio ácido mediante melaza de caña como agente reductor (Su *et al.*, 2008; Lasheen *et al.*, 2009).

Finalmente aunque la revisión bibliográfica no muestra estudios experimentales realizados sobre el uso del nitrato cúprico ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$) como agente ligante, teóricamente este puede ser usado aprovechando la alta solubilidad de los nitratos (NO_3^-) en solución acuosa, de tal forma que seleccionando adecuadamente el agente oxidante y el agente reductor se puede lograr que la lixiviación de plata y manganeso ocurra. Por ejemplo la serie de ecuaciones (X) muestra las semi-reacciones para formar nitrato de plata (AgNO_3) altamente soluble en agua.



CONSIDERACIONES FINALES

Existe una gran variedad de técnicas para el tratamiento de minerales con contenidos de manganeso y plata, muchas de ellas ampliamente desarrolladas con un buen número de evidencias a su favor.

Los métodos que aprovechan la doble habilidad del peróxido de hidrogeno para reducir el manganeso y oxidar la plata al mismo tiempo, presentan la desventaja de que el costo comercial de peróxido de hidrogeno es alto, por lo cual los buenos resultados obtenidos en laboratorio no han podido lograrse a escala industrial.

La técnica que utiliza tiosulfato de amonio tiene la desventaja de que la plata ya lixiviada se puede volver a

oxidar formando sulfuros para luego precipitarse en el residuo sólido, perdiéndose de nuevo, de tal forma que la reacción de lixiviación retrocede conforme avanza el tiempo.

El procedimiento de calcinado es poco efectivo cuando el mineral tienen un alto contenido de carbonatos porque estos se descomponen alcanzado los 850°C de temperatura, además al usar azufre como agente reductor, el riego de formación de gases tóxicos (ej. H_2S) está presente durante el calcinado.

Finalmente el proceso de lixiviación reductiva que incluye la reducción del manganeso con sulfito de sodio en ácido sulfúrico y la lixiviación de plata con ácido clorhídrico y cloruro de calcio, es el más importante para el el tratamiento de minerales de plata-manganeso que típicamente se presentan en México, en donde la plata esta encapsulada en las capas de óxidos. Este método presenta altos índices de recuperación de plata, y mediante su uso se obtienen precipitados de manganeso y hierro que pueden usarse por la industria de la transformación para la fabricación de acero.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo brindado por el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) del Instituto Politécnico Nacional (IPN), y al soporte económico brindado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Burriel, F., F. Lucena, S. Arribas, J. Hernández. 2006. Química analítica de los cationes: Plata. Química Analítica Cualitativa 18: 419–426.
- Chang, R., W. College. 2002. Química. McGraw Hill. México.
- Cheng, Z., G. Zhu, Y. Zhao. 2009. Study in reduction-roast leaching manganese from low-grade manganese dioxide ores using cornstalk as reductant. Hydrometallurgy 96: 176-179.
- Dornelles, F. A., V. Silva, A. Moura. 2014. Metals recovery from galvanic sludge by sulfate roasting and thiosulfate. Minerals Engineering 60: 1–7.

- Geoffroy, N., F. Cardarelli. 2005. A method for leaching or dissolving gold from ores or precious metal scrap. *Waste Decontamination* 8: 47-50.
- Gupta, A., H. L. Ehrlich. 1989. Selective and non-selective bioleaching of manganese from a manganese - containing silver ore. *Journal of Biotechnology* 9: 287-304.
- Hazek, M. N., T. A. Lasheen, A. S. Helal. 2006. Reductive leaching of manganese from low grade Sinai ore in HCl using H₂O₂ as reductant. *Hydrometallurgy* 84: 187-191.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. La minería en México: Serie estadísticas sectoriales. Disponible en: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/sociodemografico/Mineria/2013/702825054618.pdf. Fecha de consulta: 23/Marzo/2015.
- Jiang, T., Y. Yang, Z. Huang, G. Qiu. 2003. Simultaneous leaching of manganese and silver from manganese-silver ores at room temperature. *Hydrometallurgy* 69: 177-186.
- Jiang, T., Y. Yang, Z. Huang, B. Zhang, G. Qiu. 2004. Leaching kinetics of pyrolusite from manganese-silver ores in the presence of hydrogen peroxide. *Hydrometallurgy* 72: 129-138.
- Kerley, J. 1979. Patente 4269622. United States.
- Lasheen, T. A., M. N. Hazek, A. S. Helal. 2009. Kinetics of reductive leaching of manganese oxide ore with molasses in nitric acid. *Hydrometallurgy* 98: 314-317.
- MEG (Metals Economics Group). 2013. Worldwide Exploration Trends. Disponible en: http://go.snI.com/rs/snIfinanciallc/images/MEG_WETbrochure2013.pdf. Fecha de consulta: 27/Marzo/2015.
- Qing-Hua, T., J. Cui-Yan, G. Xue-Yi. 2012. Extraction of valuable metals from manganese-silver ore. *Hydrometallurgy* 119: 8-15.
- Su, H., Y. Wen, F. Wang, Y. Sun, Z. Tong. 2008. Reductive leaching of manganese from low-grade manganese ore in H₂SO₄ using cane molasses as reductant. *Hydrometallurgy* 93: 136-139.
- USGS (United States Geological Survey). 2012. Principales productores de plata en el mundo: Mineral Commodity Summaries. Disponible en: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/silver/mcs-2012-silve.pdf>. Fecha de consulta: 26/Marzo/2015.
- USGS (United States Geological Survey). 2014. Mineral Commodity Summaries pp. 100-101. Disponible en: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2014/mcs2014.pdf>. Fecha de consulta: 25/Marzo/2015.
- Wei-Yi, S., S. Shi-Jun, W. Qing-Yuan, D. Sang-Lan. 2013. Lab-scale circulation process of electrolytic manganese production with low-grade. *Hydrometallurgy* 133: 118-125.
- Xiao-Yun, Z., T. Xue-Da, Z. Dong-Fang. 2006. Separation of silver from silver-manganese ore with cellulose as reductant. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China* 16: 705-708.
- Xin, B., T. Li, X. Li, Z. Dan, F. Xu, N. Duan, Y. Zhang, H. Zhang. 2015. Reductive dissolution of manganese from manganese dioxide ore by autotrophic mixed culture under aerobic conditions. *Journal of Cleaner Production* 92: 54-64.
- Xue, J., H. Zhong, S. Wang, C. Li, J. Li, F. Wu. 2014. Kinetics of reduction leaching of manganese dioxide ore with *Phytolacca americana* in sulfuric acid solution. *Journal of Saudi Chemical Society* 13: 45-53.
- Yaozhong, L. 2004. Laboratory study: Simultaneous leaching silver-bearing low-grade manganese ore and sphalerite concentrate. *Minerals Engineering* 17: 1053-1056.
- Zhang, B., C. Qiyuan, Y. Zhoulan, J. Tao. 2005. Process for leaching of manganese and silver simultaneously from manganese-silver associated ore. *Journal of Rare Earths* 23: 80-84.
- Zhang, Y., Z. You, G. Li, T. Jiang. 2013. Manganese extraction by sulfur-based reduction roasting-acid leaching from. *Hydrometallurgy* 133: 126-132.

LOS HONGOS DE LA PUDRICIÓN BLANCA INVOLUCRADOS EN LA FERTILIDAD DEL SUELO

Jaime Herrera Gamboa, Néstor Naranjo Jiménez, Laura Anabel Páez Olivan, María Guadalupe Cisneros de la Cueva, Dante L. Gurrola Armendáriz, Rene Torres Ricario, Hugo Manuel Monreal García, Saúl Hernández Amparan

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, del Instituto Politécnico Nacional. Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango, México, CP. 34220. Correo electrónico: gherrera-j@hotmail.com

RESUMEN

Los hongos forman el reino Fungi. El número estimado de especies conocidas que forman ese reino oscila entre 74000 hasta 120000, entre hongos simbioses, parásitos y saprofitos. Los hongos son los principales recicladores de la materia orgánica vegetal del humus. Es relevante la acción de los hongos de la pudrición café y blanca porque desdoblan moléculas como la lignina en compuestos menos complejos y liberan nutrientes y minerales para la nutrición de las plantas y la flora microbiana del suelo. Los hongos pueden ser indicadores de erosión del suelo y/o del "estado de salud" de los ecosistemas forestales, por lo que se consideran de vital importancia en la fertilidad y manutención de la calidad del suelo. En el cultivo de hongos, se generan millones de toneladas de sustrato, que se acumulan año con año y que equivalen a la producción de hongos en peso. En Cuba se han realizado estudios sobre la biotransformación de residuos lignocelulósicos de la industria cañera por hongos del género *Pleurotus* con el fin de reincorporarlos al suelo. En México, se producen aproximadamente 47,468 toneladas de hongos frescos por año, que generan desechos post-cosecha que no son aprovechados. Esto representa una oportunidad para utilizar los desechos generados en la producción de hongos como biofertilizante para la agricultura. La Norma Oficial Mexicana NOM-037-FITO-1995, establece las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos, recomienda y permite el uso de desechos generados del cultivo de hongos.

ABSTRACT

Mushrooms form the Fungi kingdom. The estimated number of known species ranges from 74000 to 120000, including symbiotic fungi, parasites and saprophytes. The species of this kingdom are the main recyclers of plant organic matter into humus. It is relevant the action of fungi of brown and white rot, because they unfold molecules, such as lignin, in less complex compounds and release nutrients and minerals, which can be used by plants and soil microbial flora. Fungi can be indicators of soil erosion and/or the "state of health" of forest ecosystems. So, they are considered vital in the maintenance of fertility and soil quality. In the mushroom cultivation, millions of tons of waste are produced, that accumulate every year and reach equivalent levels to the production of mushrooms in weight. In Cuba, studies have carried out on the biotransformation of lignocellulosic waste from the sugar industry by *Pleurotus* species in order to reincorporate them to soil. In Mexico, an estimated 47.468 tons of fresh mushrooms per year, that generate post-harvest wastes, which are not used. This represents an opportunity to use the waste generated by the mushroom cultivation as a bio-fertilizer for agriculture. Mexican Official Standard NOM-037-FITO-1995 establishes the specifications of the process of production and processing of organic agricultural products, recommends and allows the use of wastes from cultivation of mushrooms.

PALABRAS CLAVE:

Hongos, lignina, degradación, *Pleurotus*.

KEY WORDS:

Mushrooms, lignin degradation, *Pleurotus*.

INTRODUCCIÓN

Los hongos forman el reino Fungí. El número estimado de especies conocidas oscila entre 74000 hasta 120000, incluyendo hongos simbioses, parásitos y saprofitos. Los hongos son los principales recicladores de la materia orgánica en la naturaleza, dejando disponible nutrientes y minerales para las plantas (Raven, 1995).

Los hongos saprófitos crecen sobre los restos orgánicos, alimentándose de materia orgánica en descomposición. Transforman materia muerta, mayoritariamente vegetal, en humus. Un tipo especial son los hongos coprófilos que descomponen los restos vegetales de los excrementos de los herbívoros. Algunas otras especies, como las del género *Onygena*, descomponen restos animales ricos en queratinas, como pezuñas o plumas; y otras, como *Sepedonia chrysospermum*, descomponen los carpóforos de otros hongos como los boléales. Los hongos descomponedores son fácil de cultivar, entre ellos se pueden mencionar al popular champiñón (*Agaricus*) y a las setas (*Pleurotus spp.*) (Dighton, 2003, citado por Revueltas, 2013).

Los hongos de la pudrición café y blanca son hongos lignícolas, estos organismos poseen un complejo enzimático que les permite degradar la lignina, que utilizan como fuentes de carbono y energía. El hongo de la pudrición café se caracteriza por su capacidad para degradar la celulosa, mientras que los hongos de la pudrición blanca son más eficientes en degradar hemicelulosa, celulosa y lignina, como los que pertenecientes al *Pleurotus*, género reconocido como una especie eficiente en el reciclaje de materia lignícola (Quiñones, 2012).

Los hongos de la pudrición blanca son basidiomicetos que pertenecen a la división *Eumycetes*, se caracterizan por producir esporas de origen sexual en estructuras sexuales conocidas como carpóforos, hay generos comestibles como los hongos del género *Pleurotus* y *Lentinula edodes* (Shiitake). También los hay medicinales, como *Ganoderma* y *Trametes*, este tipo de hongos se pueden cultivar en sustratos lignocelulosicos (Usme *et al.*, 2004), su importancia reside en la capacidad que tienen para descomponer la hemicelulosa, celulosa y lignina de restos vegetales. Hernández (2008) menciona que la lignina es una molécula de alto peso molecular, muy abundante en el planeta, y recalcitrante y resistente a la descomposición microbiana, por ello la degradación de materiales lignocelulósicos tiende a retardarse algunos años.

En México, se producen aproximadamente de 47,468 toneladas de hongos frescos por año, principalmente de *Pleurotus spp.* (Martínez, 2007). Cosechas que generan desechos que no son aprovechados y por lo general son desechados en las plantas de producción o quemados al aire libre. Esto representa una fuga de nutrientes que se podrían

reutilizar en la agricultura. La Norma Oficial Mexicana NOM-037-FITO-1995 establece las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos, recomienda y permite el uso de sustratos agotados empleados en el cultivo de hongos.

Por lo anterior, es relevante la acción de los hongos de la pudrición café y blanca, al desdoblar moléculas complejas como la lignina, en compuestos menos complejos, dejando disponibles nutrientes y minerales para las plantas y a la flora microbiana del suelo.

ASPECTOS BIOLÓGICOS

Los hongos degradadores participan activamente en los procesos de reciclaje de la materia orgánica así como en la conservación y formación del suelo, además de mantener el equilibrio de los ecosistemas naturales a través de sus relaciones con otros organismos (Díaz, 2012). Los hongos pueden ser indicadores de erosión del suelo y/o del estado de salud de los ecosistemas forestales.

Los hongos lignícolas son importantes en los ciclos de macro elementos y sustancias indispensables en los ecosistemas (Hernández, 2008). En los bosques, degradan la madera, que es un proceso necesario en la naturaleza para mantener la circulación de nutrientes presentes en la materia orgánica, las enzimas metabólicas que producen, son capaces de degradar complejos solubles celulosa-lignina, que forma parte de la pared celular de los vegetales (Córdoba, 2009). Estos hongos producen tres principales enzimas lignolítica, la ligninoperoxidasas (LiP), las manganeso peroxidadas (MnP), y las lacasas, las cuales transforman el sustrato y dejan minerales disponibles.

LOS HONGOS LIGNÍCOLAS EN LA FERTILIDAD DEL SUELO

En el bosque los hongos lignícolas se alimentan de todo tipo de residuos orgánicos como pueden ser los árboles muertos, restos de hojas, y ramas, entre otros. Poseen una maquinaria enzimática para la degradación y desintegración de desechos orgánicos, por lo que evitan la acumulación de residuos de naturaleza lignocelulósica. Por ejemplo, *Pleurotus spp.*, que tiene la cualidad de colonizar y degradar rastrojos agrícolas, facilitando el proceso de mineralización con ayuda de la microflora presente en el suelo y de esta manera su reintegración al suelo (Quiñones, 2012). Por tal motivo, se consideran de vital importancia en la fertilidad y manutención de la calidad del suelo (Varela y Lazcano, 2007).

APLICACIONES DE SUSTRATOS DEGRADADOS POR HONGOS COMO BIOFERTILIZANTES

Marín (2011) menciona que el 70% de la producción mundial de hongos engloba a tres géneros:

Agaricus bisporus (champiñón), *Pleurotus spp.* (seta) y *Lentinula edodes* (seta shitake). En la producción del cultivo de hongos, se genera millones de toneladas de sustrato gastado que se acumulan de año en año; de cada tonelada de hongos producido, se genera una cantidad en peso seco, equivalente de materiales residuales, los cuales han sido desestimados y no reciben ningún valor posterior.

En Cuba, Ortega *et al.* (2005) han realizado estudios sobre la biotransformación de residuos lignocelulosicos con hongos *Pleurotus* para degradar residuos de la industria cañera con el fin de reincorporarlos al suelo. Duhalde (2011) realizó estudios sobre la evaluación de paja de trigo pre tratada con cepas de hongo comestible como acondicionador de suelo pobre en nitrógeno y fósforo para plántulas de tomate en el que concluyo que la utilización del sustrato post-cosecha de las setas contienen valiosos nutrientes que pueden ser reutilizados como biofertilizante. Obteniéndose un residuo de mejor calidad, que puede incorporarse al suelo como abono natural o para mejorar sus condiciones físicas, químicas y biológicas. En Colombia, Luna *et al.* (2013) presentaron un estudio sobre el efecto de residuos agroforestales parcialmente biodegradados por *Pleurotus ostreatus* sobre el desarrollo de plántulas de tomate, encontrando diferencias significativas en la utilización del sustrato degradado por el hongo. Hernández (2012) menciona que pueden usarse como biocontroladores de nematodos que afectan la producción agropecuaria y como biorremediadores de suelos y aguas contaminadas con sustancias xenobioticas. En España, Marín (2011) utilizó los residuos provenientes del cultivo de *Pleurotus spp.* en suelos de huertos de viñedos contaminados por fungicidas, aprovechando también la enmienda orgánica como fertilizante para el suelo.

CONSIDERACIONES FINALES

La mayoría de los hongos cultivables están relacionados con la degradación de la madera, como *Pleurotus spp.*, que degrada la lignina de la materia orgánica vegetal que se encuentre disponible. Son considerados recicladores por la capacidad que poseen de mineralizar los componentes orgánicos, facilitando de esa manera su reintegración al suelo en todos los ecosistemas. Después de su actividad, nutrientes como el carbono, hidrogeno, nitrógeno y minerales retornan al suelo en formas asimilables para las plantas, insectos y otros organismos que componen la fauna edáfica presente en el suelo.

Actualmente existe poca información relacionada al mejoramiento físico-químico y biológico que los residuos del cultivo de hongos pueden aportar al suelo. Una opción podría ser la de evaluar su aporte en cultivos de especies de

plantas que son altamente consumidas en México, como es el chile, ya que podría ser un excelente acondicionador y mejorador de la calidad del suelo, sin la necesidad de utilizar ningún fertilizante contaminante.

Los residuos de los sustratos utilizados en el cultivo de hongos pueden ser una fuente alternativa de materia orgánica rica en nutrientes para fortalecer la estructura del suelo y contribuir en el proceso de humificación del mismo, permitiendo su oxigenación y regeneración, creando las condiciones para que microorganismos benéficos que participan en las rutas biogeoquímicas de los elementos puedan realizar adecuadamente esa función, lo cual aumentaría la fertilidad de los suelos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Córdoba, A. 2009. Tesis de Maestría. Resistencia Natural de *Guadua angustifolia* KUNTH. Al ataque de hongos ligninolíticos como alternativa hacia nuevas posibilidades de uso. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Díaz, I. A. 2012. Caracterización de poblaciones bacterianas en suelos cultivados con maíz en el norte de Tamaulipas. Tesis de maestría. Centro de Biotecnología Genómica, Instituto Politécnico Nacional. México.
- Duhalde, V. M. 2011. Evaluación de paja de trigo pre tratada con cepas de *Hericium erinaceus* Bull. Pers. como acondicionador de suelo pobre en nitrógeno y fosforo para el cultivo de plántulas de tomate, *Lycopersicum esculentum* M. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Austral de Chile. Chile.
- Hernández, J. 2012. Fungicultura: un sistema productivo ecoeficiente para alcanzar los objetivos de desarrollo del milenio. Ponencia en II Congreso Internacional de Productos Naturales y Terapias Alternativas contra el Cáncer. Cuba. <http://www.unitropico.edu.co/index.php/80-unitropico/noticias/96-jairo-hernandez-docente-de-unitropico-participo-en-el-ii-congreso-internacional-de-productos-naturales-y-terapias-alternativas-contra-el-cancer> consultado el 5 de abril del 2015.
- Hernández, J. 2008. Algunas consideraciones bioéticas y ecoéticas sobre el cultivo de hongos nutraceuticos en el departamento de Casanare, Colombia. Tesis de maestría. Universidad El Bosque. Bogotá.

- Luna, F. J. A., L. S. C. López, K. I. G. Pertuz, I. R. Borja. 2013. Effect of agroforestry residues partially biodegraded by *Pleurotus ostreatus* Pleurotaceae on tomato seedlings development. *Acta Biológica Colombiana* 18: 365-374.
- Martínez, C. D., P. Morales, M. Sobal, M. Bonilla, W. Martínez. 2007. México ante la globalización en el siglo XXI: el sistema de producción consumo de los hongos comestibles. En: *El Cultivo de Setas Pleurotus spp. en México* (Eds. Sánchez, J. E., D. Martínez-Carrera, G. Mata, H. Leal). ECOSUR-CONACYT. México, <http://hongoscomestibles-latinoamerica.com/P/P/8.pdf>
- Marín, B. J. 2011. Dinámica de fungicidas en suelos de viñedo enmendados con sustratos postcultivo de hongos. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca. Facultad de Ciencias Químicas. Salamanca. España.
- Norma Oficial Mexicana NOM-037-FITO-1995, Por la que se establecen las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos.
- Ortega, A. G., G. Bueno, D. Betancourt, I. Álvarez, L. González. 2005. Biotransformación de residuos lignocelulosicos con hongos *Pleurotus*. *Revista CENIC Ciencias Biológicas* 36 Número especial. <http://www.redalyc.org/pdf/1812/181220525083.pdf>
- Quiñones, N. M. 2012. Aprovechamiento de residuos agroforestales para el cultivo de hongos comestibles (*Pleurotus* spp.). Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional. México.
- Raven, P. 1995. What is biological diversity and why is important to us? *Environmental Review* 2, <http://www.environmentalreview.org/archives/vol02/raven.html>. Consultado el 10 de Abril del 2015.
- Revueltas, A. 2013. Evaluación del potencial enzimático de macromicetos lignícolas del centro del estado de Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. México.
- Usme, W., A. Mauricio, R. Dora, C. Fernando. 2004. Utilización de los hongos de la pudrición blanca en la biodegradación de contaminantes orgánicos. *Revista Biotecnología* 9: 8-15.
- Varela, F. L., E. Lazcano. 2007. Los hongos como componentes de la diversidad del suelo. En: *Microbiología agrícola, hongos, bacterias, micro y macro fauna, control biológico y planta-microorganismo* (Eds: Ferrera-Cerrato, A. Alarcón). Trillas. México, pp. 76-88.

BIOFILTRACIÓN Y MEDIOS FILTRANTES

Angel E. Zamora Acevedo, Marco Antonio Garzón Zúñiga, María G. Reyes López, Felipe de Jesús Silerio Vázquez, Norma L. Piedra Leandro, Beatriz D. Sosa Hernández

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional, Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango, México, 34220. Correo electrónico: angel.edzac@gmail.com

RESUMEN

En México se trata menos de la mitad del agua residual que se genera en el país, esto debido a los altos costos de instalación, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento convencionales. Esto vuelve prioritario buscar alternativas para tratar el agua de comunidades que no pueden costear plantas de tratamiento convencionales. Los biofiltros percoladores surgen como una alternativa, ya que no requieren de personal especializado en su operación y dependiendo del medio filtrante son significativamente más económicos. Se han estudiado diferentes medios filtrantes para mejorar el desempeño y la estabilidad de la remoción de contaminantes, siendo los de medio filtrante orgánico una buena alternativa debido a sus bajos costos de operación y mantenimiento comparados con otros sistemas.

ABSTRACT

In Mexico not even the half of wastewater generated in the country is treated, this due to the high cost of installation, operation and maintenance of conventional treatment plants. Thanks to this situation, it becomes a priority to find alternatives ways to treat water for communities that cannot afford conventional treatment plants. Trickling biofilters emerge as an alternative because it does not require specialized personnel in the operation and depending on the filter medium, are significantly cheaper. There are studies with different filter media to improve performance and stability of pollutant removal, with the organic filter media as a good alternative because of its low operating and maintenance costs compared to other systems.

INTRODUCCIÓN

Hoy en día la importancia del cuidado del agua ha sido un tema de gran interés en todo el mundo; las técnicas y sistemas de tratamiento del agua han tenido un gran avance en las últimas décadas (García, 2013). Los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales como filtros biológicos, humedales y otras tecnologías descentralizadas, se están convirtiendo en una alternativa cada vez más relevante para los sistemas convencionales en el tratamiento de aguas residuales de pequeñas comunidades y viviendas. Esto debido a su alta eficiencia, bajos costos de construcción, bajos costos de operación y mínimos costos de mantenimiento (Adrados *et al.*, 2014).

La biofiltración ha sido reconocida a nivel mundial como una tecnología con una relación costo-eficiencia muy prometedora, además de ser de las más prácticas en el cumplimiento legal de descargas en las regulaciones a nivel mundial (Kafle *et al.*, 2015). Este sistema tiene la particularidad de que purifica el agua en una sola operación, mediante el desarrollo de procesos físicos y bioquímicos que permiten, con la aplicación de bajas tasas de filtración, la formación de una capa biológica sobre la superficie del lecho, que retiene las

PALABRAS CLAVE:

Biofiltración, medio filtrante, medio filtrante orgánico, cama mixta, piedra volcánica.

KEY WORDS:

Biofiltration, filter media, organic media, mixed bed, volcanic stone.

partículas suspendidas y microorganismos patógenos, removiendo así el material no deseable (Ruiz, 2004).

En este trabajo se revisaron generalidades de la biofiltración, sus modalidades usando material de empaque sintético y orgánico. Además de un tercer tipo de soporte, una mezcla de material orgánico con material mineral inerte.

GENERALIDADES DE UN BIOFILTRO

Los sistemas de tratamiento biológico se pueden dividir en dos grandes grupos, procesos con biomasa suspendida y los de biomasa fija o inmovilizada sobre un soporte. Los procesos de biomasa fija ofrecen mayores ventajas que otro tipo de tratamientos biológicos, para el tratamiento de agua residual que contiene compuestos tóxicos. Una de las ventajas es el inherente aumento en los tiempos de retención de sólidos (TRC) con respecto a los tiempos de residencia hidráulica (TRH) lo que confiere al proceso una mayor eficacia.

Entre las principales ventajas de los procesos de biomasa fija comparados con los procesos de biomasa suspendida (lodos activados, lagunas aireadas, etc.), son los más bajos requerimientos de energía, operación más sencilla, no hay problemas de expansión de la biomasa, menos mantenimiento, entre otros. En el tratamiento de aguas residuales, los procesos de biomasa fija son muy eficaces para la remoción de contaminantes medidos como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), así como para realizar los procesos de nitrificación y desnitrificación. Algunas de las desventajas se reflejan en el bajo funcionamiento en temporadas frías, y posibles problemas de olores (Tchobanoglous y Burton, 1991).

A pesar de que los sistemas de biomasa fija son mecánicamente más sencillos que los de biomasa suspendida, son más difíciles en su modelación por varias razones. La primera, tanto el donador como el receptor de electrones deben ser transportados hacia la biopelícula para llevarse a cabo la reacción. Esto significa que los modelos de remoción de sustrato son más complicados. La biopelícula es un cultivo mixto de microorganismos que se desarrolla en la superficie de relleno o empaque. Estos microorganismos emplean como fuente de energía y alimento para crecer y reproducirse los contaminantes biodegradables presentes en el agua residual (Izquierdo-Kulich, 1998). Segunda, aunque se supone que el flujo sigue un comportamiento de tipo laminar como la mayoría de los modelos, en realidad, el patrón de flujo es bastante complejo independientemente del tipo de empaque. Tercera, la biodiversidad bacteriana que compite por nutrientes y espacio en la biopelícula, en lugar de estar homogéneamente distribuida como en los sistemas de biomasa suspendida, va cambiando con

respecto a la distancia. Esto es, la biopelícula no está uniformemente distribuida sobre todo el empaque, más bien la distribución depende tanto de los patrones de flujo como de la concentración del sustrato en dichos patrones. Esto conlleva a que la modelación y el entendimiento de los sistemas de biomasa fija sean más complejos que los de biomasa suspendida (García, 2013).

Los biofiltros percoladores representan el arreglo más significativo de los sistemas aerobios con biomasa fija (Grady y Lim, 1980). Los filtros percoladores modernos consisten en un lecho formado por un medio sumamente permeable al que se adhieren los microorganismos y a través del cual se filtra el agua residual. El medio filtrante por lo general consiste en cualquier tipo de roca o diferentes variedades de plástico (Tchobanoglous y Burton, 1991).

La materia orgánica presente en el agua residual es degradada por una población de microorganismos adherida al medio filtrante. La materia orgánica del líquido es adsorbida a la película biológica o biopelícula. En la parte externa de la biopelícula (0.1 a 0.2 mm), la materia orgánica es degradada por microorganismos aeróbicos. Conforme los microorganismos crecen, el espesor de la biopelícula se incrementa y el oxígeno disuelto es consumido antes de que pueda penetrar en su totalidad a la biopelícula. En consecuencia, se establece un ambiente anaeróbico cerca de la superficie del medio filtrante. A medida de que el espesor de la biopelícula aumenta de grosor, la materia orgánica adsorbida es metabolizada antes de que pueda llegar a los microorganismos cerca de la superficie del medio filtrante. Como resultado de no tener una fuente externa de materia orgánica para el carbono celular, los microorganismos cerca de la superficie del medio filtrante entran en una fase endógena de crecimiento y pierden la habilidad de adherirse a la superficie del medio filtrante. Después, el líquido remueve la biopelícula de la superficie del medio filtrante y una nueva biopelícula empieza a crecer. A este fenómeno de remover la biopelícula se le llama "desprendimiento" y es primariamente una función de la carga orgánica e hidráulica en el filtro. En los filtros percoladores modernos la tasa de carga hidráulica se ajusta para mantener la biopelícula con espesor uniforme (Tchobanoglous y Burton, 1991).

Los filtros de tasa baja son relativamente simples, es un dispositivo altamente confiable que produce un efluente de calidad consistente. La forma de estos filtros puede ser circular o rectangular. Generalmente, una carga hidráulica constante es alimentada, no por recirculación sino por un sifón dosificador. En la mayoría de los filtros de tasa baja, solo en la parte superior del medio filtrante (0.6 a 1.2 m) se observará el lodo biológico. Los olores son un problema común, en este tipo de filtro.

El medio filtrante típico para los filtros de tasa baja es roca y escoria. La comunidad biológica en los filtros incluyen bacterias aeróbicas, anaeróbicas y facultativas, hongos, algas y protozoos. Animales superiores también están presentes como lombrices, larvas de insectos y caracoles. Las bacterias facultativas son las que predominan en los filtros percoladores (Tchobanoglous y Burton, 1991).

MEDIO FILTRANTE

En los filtros percoladores con medio filtrante de roca, el tamaño típico de la roca varía de 25 a 100 mm en el diámetro. La profundidad de la rocas en el filtro varía dependiendo del diseño, sin embargo los intervalos que se usan normalmente son de 0.9 a 2.5 metros. Los lechos de los filtros de rocas son regularmente circulares y el agua residual es distribuida por encima del lecho por un distribuidor rotatorio. Los filtros percoladores que usan medio filtrante de plástico pueden ser redondos, cuadrados y de otras formas con profundidades que varían de 4 a 12 metros. Son tres los tipos de plástico que se usa como medio filtrante: (1) embalaje de flujo vertical, (2) embalaje de flujo cruzado y (3) variedad de relleno al azar (Tchobanoglous y Burton, 1991).

Los filtros son construidos con un sistema de drenaje para coleccionar el agua tratada y cualquier residuo biológico que se haya desprendido del medio filtrante. Este drenaje es importante como colector así como una estructura porosa por donde el aire puede circular. El líquido recolectado se pasa a un tanque de sedimentación donde los sólidos son separados del agua tratada. En la práctica, una parte del líquido recolectado en el drenaje inferior o el efluente se recicla, usualmente para diluir el agua residual entrante y también para conservar la capa de lodo en condiciones húmedas (Tchobanoglous y Burton, 1991).

El medio filtrante de un biofiltro es crítico para el diseño y el rendimiento del mismo. Se debe considerar los requerimientos ambientales adecuados para el crecimiento microbiano, es decir, factores como la humedad, temperatura y nutrientes deben ser considerados en la selección del tipo del medio filtrante. Este medio también debe tener alta porosidad para minimizar las caídas de presión a lo largo del biofiltro, buena capacidad de retención de la humedad y una vida útil suficientemente larga (Kafle *et al.*, 2015).

El medio filtrante ideal es un material que tenga una relación alta de área por cada unidad de volumen, que sea de bajo costo, tenga una durabilidad alta y no se atasque u obstruya fácilmente (Tchobanoglous y Burton, 1991). Los tipos de medio filtrante se pueden clasificar en dos grupos: medios minerales o convencionales y medios sintéticos; los medios minerales se han utilizado

durante mucho tiempo como materiales de empaque de filtros percoladores en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Algunos de estos medios son arena, antracita, carbón activado, calcita, grava y roca de escoria volcánica (tezontle). Los medios filtrantes sintéticos se denominan comúnmente medios de tasa alta, debido a la carga orgánica que soportan, la ventaja más importante es que tienen grandes espacios de huecos, en general mayores del 90% y pesan aproximadamente la décima parte de lo que pesan los medios minerales (Sosa *et al.*, 2014).

MEDIO FILTRANTE SINTÉTICO

La introducción de medio filtrante sintético ha sido revolucionario en la tecnología de la biofiltración, especialmente para remover los malos olores a lo largo de las instalaciones de tratamiento de agua en Norte América (Shareefdeen *et al.*, 2003).

Se ha comprobado que el medio filtrante más compatible para el crecimiento de microorganismos son los polímeros naturales y sintéticos (Makarevich *et al.*, 2000).

Los filtros que usan medios filtrantes de plástico, tienen tasas de carga hidráulica y orgánicas muy altas, además que los lechos tiene profundidades mayores. Esta profundidad se logra gracias a que el medio es más liviano ya que es de plástico. La mayoría de los filtros con empaque de plástico tiene forma de torres empacadas (Tchobanoglous y Burton, 1991).

El problema con los medio filtrantes sintéticos es que no están tan disponibles como los medios filtrantes orgánicos. Son difíciles de encontrar, normalmente es material de importación además de tener un costo más elevado.

Los rulos de plástico cuestan US\$ 336 por m³ mientras la tubería de PVC US\$277 por m³ y el estropajo de plástico US\$453 por m³ (Al-Hafedh *et al.*, 2003).

MEDIO FILTRANTE ORGÁNICO

En las pasadas dos décadas, el proceso de biofiltración que usa material orgánico ha sido estudiado y aplicado en el laboratorio y en campo, para el tratamiento de agua potable y agua residual de usos domésticos, municipales y agroindustriales (Vigueras-Cortés *et al.*, 2013).

Existe una gran variedad de tipos de materiales orgánicos que se han usado para el estudio del proceso de biofiltración. Algunos de estos materiales son: fibra de agave (Vigueras-Cortés *et al.*, 2013), casahuate, jacaranda, tabachín, bagazo de caña de azúcar y fibra de coco (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2012), generalmente se usan materiales orgánicos endémicos.

En los biofiltros con cama de material orgánico, las aguas residuales alimentadas en la superficie del biofiltro percolan a través del medio filtrante, en donde son tratadas mediante cuatro mecanismos naturales que actúan simultáneamente: 1) filtración lenta y pasiva; 2) absorción, adsorción e intercambio iónico; 3) biodegradación, y 4) desinfección. El control de la carga aplicada permite un equilibrio entre el crecimiento y decrecimiento de la biomasa, lo que conduce a una biodegradación pasiva de los contaminantes, sin producción de lodos biológicos en exceso. Las aguas residuales tratadas pueden ser reutilizadas o ser descargadas al cuerpo receptor (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2012).

El proceso permite tratar simultáneamente efluentes líquidos y gaseosos utilizando medios orgánicos. La tecnología se basa en la capacidad que tienen ciertos medios orgánicos en adsorber y absorber diferentes sustancias contaminantes y de favorecer la implantación de microorganismos capaces de biodegradarlas en CO₂, N₂ y H₂O. Las aguas residuales tratadas pueden ser reutilizadas o ser descargadas al cuerpo receptor. Los efluentes gaseosos (malos olores) pueden ser tratados simultáneamente, haciéndolos pasar a contracorriente por el biofiltro. El medio orgánico dura aproximadamente cinco años y puede ser reutilizado como mejorador de suelos agrícolas (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2012).

Los biofiltros que están llenos de material orgánico se caracterizan por tener una tasa de filtración de menos de 0.5 m³/m² de agua residual por día, lo cual favorece la retención de materia orgánica y contaminantes por filtración, adsorción, absorción e intercambio iónico (Vigueras-Cortés *et al.*, 2013).

Los procesos con material orgánico como medio filtrante tienen un gran desempeño en la remoción de contaminantes: 98.7% DBO (demanda bioquímica de oxígeno), 84 % DQO (demanda química de oxígeno), 99.99% CF (coliformes totales), y 96.93% huevos de helminto (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2012).

En el proceso de biofiltración, es importante evitar la obstrucción del lecho de filtración. Esta obstrucción está relacionada con la deposición de sólidos suspendidos y la degradación del mismo material orgánico usado para el medio filtrante (Vigueras-Cortés *et al.*, 2013).

Un aspecto particular de estos empaques es que al ser orgánicos se biodegradan con el tiempo. Al respecto existen reportes acerca de su vida útil, la cual fluctúa entre 3 y 5 años. Se ha observado una relación directa entre el tamaño del empaque y la durabilidad del mismo. Partículas de tamaño pequeño tienden a degradarse más rápido, cuando este material se degrada la columna se compacta,

disminuyendo la porosidad de la cama y dificultando el paso de los fluidos por el lecho filtrante. Sin embargo, al aumentar el tamaño de partícula, se disminuye el área superficial de adhesión de microorganismos así como para los procesos de adsorción (Garzón-Zúñiga y Medina-Mazari, 2013).

El mayor inconveniente en la tecnología de los biofiltros era el uso de material de soporte orgánico basado en material forestal, esto debido a problemas como la caída de presión en el sistema, frecuente remplazo del medio filtrante, falta de nutrientes, pobres propiedades de amortiguamiento (*buffering*) y la degradación del medio filtrante (Shareefdeen *et al.*, 2003).

MEDIO FILTRANTE COMBINADO MATERIAL ORGÁNICO-MATERIAL MINERAL INERTE

Como ya se describió con anterioridad, los medios filtrantes orgánicos tienen la desventaja del cambio constante del medio debido a la degradación del material filtrante. Los medios sintéticos aunque más eficientes, son mucho más caros y los medios naturales inertes (piedra) son menos eficientes por carecer de ciertas propiedades como son: alta área específica, falta de nutrientes y menor capacidad de retención de humedad. Una posible solución a esta problemática es la combinación de material orgánico con materia mineral inerte con características físicas muy particulares, como por ejemplo, material con alta porosidad.

La piedra volcánica ha sido usada como filtro y adsorbente de materiales pesados por alguna de sus propiedades como es alta porosidad y alta resistencia (Jeong *et al.*, 2008). Donde la piedra está disponible localmente, tiene la ventaja de ser de bajo costo (Tchnobanoglous y Burton, 1991).

Existen diferentes trabajos alrededor del mundo que han probado con roca volcánica como medio filtrante para los biofiltros, para remover la materia orgánica y la deshalogenación de los compuestos organoclorados con tezontle (palabra de origen náhuatl o azteca, de "tetl" piedra y "tzontli" cabellera, piedra ligera como el cabello) (García, 2013), la remoción del ácido sulfhídrico (Jeong *et al.*, 2008), teniendo resultados alentadores con este material.

CONSIDERACIONES FINALES

La tecnología de biofiltración para el reúso de las aguas tratadas es una tecnología de alta eficiencia en el tratamiento de sólidos y líquidos orgánicos. Es importante adaptar dicha tecnología a las diferentes regiones del país y así aprovechar los materiales disponibles para conservar la biofiltración como una alternativa económica para el tratamiento de aguas residuales.

Para diseñar un biofiltro deben de ser considerados diferentes factores, el tipo de soporte es uno de ellos. Los soportes de material orgánico son usados debido a una gran eficiencia en la remoción de contaminación orgánica y a la disponibilidad que existe de estos materiales, usualmente material orgánico endémico; sin embargo, la degradación de este material es una gran desventaja.

Los soportes de material sintético como el plástico, tienen eficiencias en la remoción de DBO_5 de 65 a 80 %, además que no tienen el problema de la degradación que si tienen los soportes con material orgánico; pero debido a la dificultad de obtener estos materiales, hacen que el precio de estos soportes sea muy elevado.

Una posible alternativa es la combinación de materiales en una cama mixta de material orgánico y material mineral inerte con características físicas específicas para el soporte de un biofiltro. La durabilidad y fortaleza del material mineral como soporte es una gran ventaja debido a que aumentaría el tiempo de operación del biofiltro sin la necesidad de cambiar el medio filtrante por la biodegradación, abaratando costos de mantenimiento y operación, pero conservando la calidad del efluente del biofiltro.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adrados, B., O. Sánchez, C. A. Arias, E. Becares, L. Garrido, J. Mas, J. Morató. 2014. Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. *Water Research* 55: 304–312.
- Al-Hafedh, Y. S., A. Alam, M. A. Alam. 2003. Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquacultural Engineering* 29: 139–154.
- García, A. L. 2013. Remoción de compuestos aromáticos halogenados mediante biofiltración anaerobia. Tesis de licenciatura. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. México.
- Garzón-Zúñiga, M. A., G. Buelna, G. E. Moeller-Chávez. 2012. La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias. *Tecnología y Ciencias del Agua* 3: 153–161.
- Garzón-Zúñiga, M. A., A. Medina-Mazari. 2013. Efecto del tamaño de material filtrante (astillas de madera) sobre el desempeño de un sistema que trata agua residual municipal. *Memorias del 1° Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental (AMICA)*. 12-14 noviembre. Campeche, México, pp. 1–7.
- Grady, L., H. Lim, H. 1980. *Biological water treatment: Theory and applications*. Marcel Dekker. New York.
- Izquierdo-Kulich, E. F. 1998. Descripción estocástica de biopelculas en filtros percoladores. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Jeong, G. T., G. Y. Lee, J. M. Cha, D. H. Park. 2008. Comparison of packing materials in biofilter system for the biological removal of hydrogen sulfide: Polypropylene fibrils and volcanic stone. *Korean Journal of Chemical Engineering* 25: 118–123.
- Kafle, G. K., L. Chen, H. Neibling, H. B. Brian. 2015. Field evaluation of wood bark-based down-flow biofilters for mitigation of odor, ammonia, and hydrogen sulfide emissions from confined swine nursery barns. *Journal of Environmental Management* 147: 164–174.
- Makarevich, A. V., I. A. Dunaitsev, L. S. Pinchuk. 2000. Aerobic treatment of industrial wastewaters by biofilters with fibrous polymeric biomass carrier. *Bioprocess Engineering* 22: 121–126.
- Tchnobanoglous, G., F. L. Burton. 1991. *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, and Reuse*. McGraw Hill. New York.
- Ruiz, A. A. 2004. La biofiltración, una alternativa para la potabilización del agua. *Revista Lasallista de Investigación* 1: 61-66.
- Shareefdeen, Z., H. Brian, W. Derek, W. Steve. 2003. Synthetic media biofilter eliminates hydrogen sulfide and other reduced sulphur compound odors. *Proceedings of the Water Environment Federation* 9:153-161.
- Sosa, D., J. Viguera, E. Holguin. 2014. La biofiltración: una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales. *Vidsupra* 6: 56–60.
- Viguera-Cortés, J. M., I. Villanueva-Fierro, M. A. Garzón-Zúñiga, J. Nívar-Cháidez, I. Chaires-Hernández, C. Hernández-Rodríguez. 2013. Performance of a biofilter system with agave fiber filter media for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology* 68: 599–607.

UNA REVISIÓN SOBRE LOS ESTUDIOS DE DESCRIPCIÓN MORFOLÓGICA DE LARVAS DEL GÉNERO *Phyllophaga* (COLEOPTERA: MELOLONTHIDAE) EN MÉXICO

Saúl Hernández-Ampan¹, J. Natividad Gurrola-Reyes¹, Miguel Ángel Morón², Rebeca Álvarez-Zagoya¹, Jaime Herrera-Gamboa¹, Dante Gurrola-Armendariz¹, Jesús Lumar Reyes Muñoz¹

¹Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional, Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Dgo., México, 34220. Correo electrónico: nwaps_82@hotmail.com

²Instituto de Ecología, A. C. (INECOL), Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Col. El Haya. C.P. 91070, Xalapa, Veracruz, México

RESUMEN

Se presenta una breve reseña bibliográfica de los trabajos dirigidos a la descripción de larvas de escarabajos del género *Phyllophaga*, consideradas como una de las principales plagas del suelo en México. La revisión comienza con trabajos realizados en 1942, en los que se describen los estados inmaduros de algunas especies americanas y concluye con trabajos hechos en 2011. Actualmente se cuenta con la descripción de 27 especies de importancia económica; sin embargo, ese número solo representa cerca del 6% de las más de 380 especies descritas para el género *Phyllophaga* en México. Se presenta una clave dicotómica para la identificación de larvas de tercer estadio de 13 especies de *Phyllophaga*.

ABSTRACT

It is shown a brief literature review of the studies focused on the description of the beetle larvae of the genus *Phyllophaga*, which are considered as one of the main soil pests in Mexico. The review begins with the reports done in 1942, in which the immature stages of some American species are described, and concludes with works performed in 2011. Currently, 27 species of economic importance have been described; however, that figure only represents about 6% of the more than 380 described species of the genus *Phyllophaga* in Mexico. A dichotomous key for the identification of third instar larvae of 13 species of *Phyllophaga* is included.

INTRODUCCIÓN

Los lamelicornios de la superfamilia Scarabaeoidea, son uno de los grandes grupos del orden Coleoptera y uno de los taxones de la clase Insecta mejor conocidos del mundo y de México. Actualmente se han descrito más de 30,000 especies a nivel mundial, de las cuales 1,713 se han registrado para México (Morón, 2003), donde su estudio tiene una larga tradición y en la actualidad, en ese país, se cuenta con un cúmulo notable de información sobre diversos aspectos, incluyendo su sistemática, biogeografía, ecología, y etología. No obstante a lo anterior, en México, como en otras regiones, se carece de información, no sólo acerca de aspectos como los ciclos de vida, poblaciones, y distribución eco-geográfica, sino sobre la morfología y la taxonomía alfa que sustenta el conocimiento básico de su diversidad (Delgado y Márquez, 2006). En el presente trabajo se sistematizó parte de la información existente al respecto para resaltar la importante investigación ya realizada, pero también los aspectos científicos relevantes que merecen ser abordados.

PALABRAS CLAVE:

Phyllophaga, descripción morfológica, estados larvales, plagas del suelo.

KEY WORDS:

Phyllophaga, morphological description, larval stages, soil pests.

LA FAMILIA MELOLONTHIDAE

La familia Melolonthidae forma parte de la superfamilia Scarabaeoidea y agrupa un gran número de géneros y especies. Morón *et al.* (2014) reportan hasta principios del 2012, un total de 1179 especies de la familia Melolonthidae distribuidas principalmente en los estados de Chiapas, Durango, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, México, Oaxaca, Puebla y Veracruz. Esta cifra corresponde a un 6% de las especies de Melolonthidae citadas en el mundo.

Las larvas de la familia Melolonthidae pertenecen a la fauna edáfica conocidas como “gallina ciega”, debido a que ha sido frecuente encontrarlas asociadas con daños a diversos cultivos agrícolas (Morón, 2001; Pérez y Rodríguez del Bosque, 2010; Rodríguez del Bosque, 2010; Pérez-Agis *et al.*, 2008; Espinosa-Islas *et al.*, 2005; García *et al.*, 2009; Ramírez *et al.*, 2000; Lugo-García *et al.*, 2012). Las larvas edafícolas de la familia Melolonthidae son las que generan un mayor impacto en las plantas cultivadas, y se tiene evidencia de que solo se conoce el 1% del total de larvas del complejo gallina ciega de gran parte de América Latina, lo que impide el desarrollo de un plan de manejo integrado exitoso (Morón, 1986; Rodríguez del Bosque, 2010; Ramírez *et al.*, 2011), por lo que se considera de suma importancia la identificación precisa de las larvas de este complejo. De este numeroso grupo sobresalen las especies del género *Phyllophaga* Harris y *Diploctaxis* Kirby, consideradas las más abundantes de este grupo taxonómico (Morón *et al.*, 2014), que pueden localizarse en cualquier tipo de bioma, desde el nivel del mar hasta los 3000 m.s.n.m. (Morón, 1986).

ESTADOS INMADUROS DEL GÉNERO

Phyllophaga

Las especies del género *Phyllophaga* son conocidas comúnmente como “mayates o escarabajos San Juaneros”. Algunas especies de éste grupo taxonómico se han considerado como una de las principales plagas del suelo en México, consumiendo en muchas ocasiones las raíces de más de 40 plantas cultivadas con gran importancia económica entre las que destacan: la caña de azúcar, maíz, frijol y avena, causando hasta el 50% de pérdidas en el rendimiento (Morón, 1986; Morón, 2001; Pérez y Rodríguez del Bosque, 2010; Rodríguez del Bosque, 2010; Espinosa-Islas *et al.*, 2005; García *et al.*, 2009; Ramírez *et al.*, 2011; Lugo *et al.*, 2012).

El género *Phyllophaga* es el más diversificado de la familia Melolonthidae (Morón *et al.*, 2014). En México, el género está compuesto por ocho subgéneros, 42 grupos de especies, y más de 386 especies, las cuales se distribuyen en gran parte del territorio nacional. Este género contribuye con 50 especies consideradas como plagas agrícolas (Morón,

2006; Morón, 2010; Morón *et al.*, 2014).

A pesar de la gran importancia económica y ecológica de los melolóntidos, se conoce muy poco sobre morfología y taxonomía de los estados inmaduros de las numerosas especies de *Phyllophaga* que habitan en México, pues solo se han descrito con detalle las larvas de tercer estadio de menos de 30 especies de las más de 386 especies de éste género (Aragón y Morón, 2004).

Los primeros estudios realizados sobre la morfología y taxonomía del género *Phyllophaga* se realizaron por Böving (1942), quien desarrolló un extenso trabajo descriptivo generando claves para identificar a las larvas de 61 especies de Norteamérica, de las cuales solo cuatro se distribuyen en el Norte de México, *Phyllophaga crinita* Burmeister (1855), *P. lanceolata* Say (1824), *P. cribosa* LeConte (1853), y *P. ephilida* Say (1825). Posteriormente Ritcher (1966) simplificó y difundió los caracteres taxonómicos generados por Böving (1942), considerando que de los tres estadios larvales, el tercero reúne los caracteres taxonómicos más confiables para su identificación.

Al trabajo de Ritcher (1966) le sucede el realizado por King (1984) con larvas de *Phyllophaga* provenientes de Centro América, en que hace una breve descripción de las larvas basada en las características del *raster* y la forma morfológica de la *septula*, identificando las siguientes especies: *P. elenans* Saylor (1940), *P. vicina* Moser (1918), *P. parvisetis* Bates (1888), *P. valeriana* (Saylor), *P. obsoleta* Blanchard (1851), *P. menetriesi* Blanchard (1851), *P. zunilensis* Bates (1888), y *P. dasypoda* Bates (1888), de las cuales al menos cinco se encuentran en México, además presenta una clave dicotómica para la identificación de las ocho especies.

Para México, Morón (1986), Morón y Aragón (1997) encaminaron estudios sobre las características morfológicas para los estadios larvales de este género tomando en cuenta la morfología del tercer estadio larval de *P. brevidens* Bates (1888) (en las figuras 1-4 que se presentan en el anexo, se muestran las principales características morfológicas de *P. brevidens* de tercer estadio, la cual se tomó como referencia para la descripción de las diez especies descritas), en sus trabajos se describen las principales características de diez especies: *P. crinita* Burmeister (1855), *P. lanceolata* Say (1824), *P. cribosa* LeConte (1853), *P. ephilida* Say (1825), *P. brevidens* Bates (1888), *P. cavata* Bates (1888), *P. vetula* Horn (1887), *P. ravida* Blanchard (1851), *P. cuicateca* Morón y Aragón (1997), y *P. ilhuicaminai* Morón (1986). Para estas últimas especies se presentaron figuras para la identificación de las características larvales de tercer *instar* de la masa cefálica, abdomen y la configuración del *raster*, y se

describieron de manera exhaustiva; sin embargo, solo presentaron algunas características de las especies pertenecientes a los subgéneros *Phyllophaga* y *Listrochelus*.

Al trabajo realizado por Morón (1986), con la descripción de estados larvales de *Phyllophaga*, le suceden otros más, como los realizados por Ramírez *et al.* (2000), quienes emplearon en forma comparativa características morfológicas como el aspecto frontal de la cápsula cefálica, epifaringe, mandíbulas, vista mesial del ápice de la maxila derecha, aspecto dorsal de la maxila derecha, vista dorsal del labio y el escleroma hipofaríngeo y el detalle de los dientecillos estriduladores maxilares, y la configuración del raster, para describir las larvas de *P. obsoleta* Blanchard (1851), *P. testaceipennis* Blanchard (1850), *P. tenuipilis* Bates (1888), *P. menetriesi* Blanchard (1850), *P. ravida* Blanchard (1851), y *P. tumulosa* Bates (1888).

Aragón y Morón (2004) describieron de manera exhaustiva las larvas de tercer instar de *P. macrocera* Bates (1888), *P. pubicauda* Bates (1888), *P. vetula* Horn (1887), y presentaron figuras de la morfología de la masa cefálica, configuración del raster y estigmas respiratorios, sin embargo no realizan una descripción de estas figuras. A este trabajo se le suman los de Espinosa-Islas *et al.* (2005), en los que describen de forma superflua las larvas de *Phyllophaga* y solo presentan figuras de epifaringe y raster de *P. xanthe* Bates (1888), *P. macrocera* Bates (1888), y *P. vetula* Horn (1887) sin alguna descripción de las figuras presentadas.

Posteriormente Ramírez *et al.* (2009) realizaron una descripción exhaustiva de la larva de tercer estadio de *P. rufotestacea* Moser (1918), presentando la descripción de la masa cefálica, tórax, abdomen y configuración del raster, es la primera especie descrita del género *Phyllophaga* que no presenta los pali organizados en forma de palidia.

Posteriormente, García *et al.* (2009) realizaron una descripción completa de las larvas de *P. misteca* Bates (1888), *P. polyphylla* Bates (1888), y *P. ravida* Blanchard (1851), éste trabajo presenta las figuras con mayor claridad por lo que se puede distinguir con mayor facilidad las características morfológicas de las especies descritas.

Hernández (2010) hace una descripción morfológica profunda de la masa cefálica, tórax y abdomen de la larva de tercer estadio de *P. lenis* Horn (1887), la cual es la tercera larva descrita del grupo "anodendata", realiza una comparación entre las características morfológicas de *P. lenis* y *P. vetula* Horn (1887), y muestra una clave dicotómica para la identificación de 14 especies de larvas de tercer estadio de *Phyllophaga*, que toma de Ramírez y Castro Ramírez (2000) y Aragón y Morón (2004).

Ramírez *et al.* (2011) realizaron una descripción completa de la larva de tercer estadio de *Ph. pilosula* Moser

(1918), presentando figuras de la masa cefálica, epifaringe maxilas, uñas y estigmas respiratorios protorácico.

En el presente trabajo se incluye una clave dicotómica para la identificación de larvas de tercer estadio de 13 especies del género *Phyllophaga*, presentando las características más representativas para su identificación, y en la Tabla 1 (anexo) se presentan las abreviaturas empleadas en las Figuras 1-4 para la identificación de larvas de tercer estadio de *Phyllophaga brevidens*.

CLAVE PARA SEPARAR LAS LARVAS DE TERCER ESTADIO DE 13 ESPECIES DEL GENERO *Phyllophaga*. EN MÉXICO. (Modificada de Ramírez *et al.*, 2000).

1. Epifaringe con proplegmata..... 2
- 1' Epifaringe sin proplegmata.....5
2. Placa respiratoria del 7° segmento abdominal con diámetro más grande que la placa del 6° segmento. Plegmata formada por 9-11 plegmata. Palidia muy recurvadas, cercanamente convergentes en ambos extremos; cada palidium formado por 15-18 pali ligeramente deprimidos, anchura de la capsula cefálica 8.0-6.6 mm. **Ph. (*Phyllophaga*) ilhuicaminai (Morón)**
- 2' Placa respiratoria del 7° segmento abdominal con diámetro similar al de la placa del 6° segmento. Palidia casi rectas o divergentes en ambos extremos. Anchura de la cápsula cefálica menor a 5.2 mm..... 3
3. Pali dirigidos hacia los lados (Fig. 13). Palidia divergentes en los extremos, formados por 14-20 pali largos y agudos. Anchura de la cápsula cefálica 4 mm. **Ph. (*Phyllophaga*) pubicauda (Bates)**
- 3' Pali dirigidos hacia la línea media..... 4
4. Extremos posteriores de las palidia ligeramente convergentes, cada palidium formado por 8-15 pali cortos. Anchura de la cápsula cefálica 3.8-4.1 mm..... **Ph. (*Chlaenobia*) tumulosa (Bates)**
- 4' Palidia casi paralelos, cada palidium formado por 14-21 pali corto. Anchura de la cápsula cefálica 4.5-5.1 mm..... **Ph. (*Phyllophaga*) ravida (Blanchard)**
5. Diámetro dorsoventral de las placas respiratorias de los segmentos abdominales 6° y 7° claramente más pequeño que las placas precedentes. Anchura de la cápsula cefálica 3.6 mm. **Ph. (*Listrochelus*) cuicateca (Morón y Aragón).**

- 5' Diámetro dorsoventral de las placas respiratorias de los segmentos abdominales 6º y 7º semejantes a la placa del 5º segmento abdominal..... 6
6. Frente con 26-30 sedas anterofrontales y 30-54 sedas posterofrontales. Palidia ligeramente convergentes en ambos extremos, cada palidium formado por 27-37 pali cortos. Anchura de la cápsula cefálica 7.4 - 8.0 mm. **Ph. (Triodonyx) lalanza (Saylor)**
- 6' Frente con 8-15 sedas anterofrontales y 2-4 sedas posterofrontales. Palidia paralelas o convergentes, cada palidium formado por menos de 30 pali. Anchura de la cápsula cefálica 4.1 - 6.7 mm. 7
7. Palidia muy recurvadas. *Septula* ovalada, bien delimitada..... 8
- 7' Palidia ligeramente recurvadas o casi rectas. *Septula* alargada, poco delimitada en los extremos..... 9
8. Cada palidium con 19-25 pali cortos, frente ligeramente rugosa. Anchura de la cápsula cefálica 4.9 - 5.2 mm. **Ph. (Phyllophaga) testaceipennis (Blanchard)**
- 8' Cada palidium con 18-20 pali largos. Frente casi lisa. Anchura de la cápsula cefálica 3.0 mm. **Ph. (Phytalus) macrocera (Bates)**
9. Palidia casi paralelos, formados por 23-30 pali..... 10
- 9' Palidia ligeramente convergentes en uno o en ambos extremos, formados por 11 - 27 pali..... 11
10. *Septula* lisa. Placa respiratoria del 7º segmento abdominal con diámetro similar al de la placa del 6º segmento. Maxilas con 11-18 dientecillos estriduladores. Anchura de la cápsula cefálica 5.6 - 6.2 mm..... **Ph. (Phyllophaga) menetriesi (Blanchard)**
- 10' *Septula* con estrías transversales. Placa respiratoria del 7º segmento abdominal con diámetro un poco mayor al de la placa del 6º segmento. Maxilas con 11 dientecillos estriduladores. Anchura de la cápsula cefálica 5.8 mm..... **Ph. (Phyllophaga) vetula (Horn)**
11. Frente casi lisa. Palidia ligeramente recurvadas, convergentes en ambos extremos, cada palidium formado por 15-27 pali cortos. Anchura de la cápsula cefálica 4.1-4.8 mm..... **Ph. (Phytalus) obsoleta (Blanchard)**
- 11' Frente finamente rugosa. Palidia ligeramente convergentes en uno o en ambos extremos, cada palidium formado por 11-22 pali..... 12

12. Frente con 2 sedas posterofrontales. Ambos extremos de las palidia convergentes, cada palidium formado por 11-18 pali cortos. Anchura de la cápsula cefálica 6.1-6.7 mm..... **Ph. (Phyllophaga) tenuipilis (Bates)**
- 12' Frente con 4 sedas posterofrontales. Extremos anteriores de las palidia convergentes, cada palidium formado por 20-22 pali cortos. Anchura de la cápsula cefálica 4.6 - 4.8 mm..... **Ph. (Phyllophaga) brevidens (Bates)**

CONSIDERACIONES FINALES

Actualmente se tiene descritas taxonómicamente alrededor de 27 especies de larvas edafícolas asociadas a plantas cultivadas, de las más de 380 especies del género *Phyllophaga* registradas para México, lo que equivale a menos del 6 % de las larvas de este numeroso grupo taxonómico

Entre los aspectos que deberán explorarse en trabajos subsecuentes está la homogenización de los trabajos realizados en la descripción de larvas, de tal manera que se presenten en todos los trabajos descriptivos, imágenes y características suficientes y claras de las larvas para su identificación, además se deberá corroborar su posición taxonómica con análisis moleculares. Otro de los retos será elaborar guías de campo que le permita al productor agrícola una identificación precisa de las principales larvas rizófagas para tomar decisiones oportunas y eficaces, y que a su vez los ecosistemas reciban el menor impacto posible a causa de las medidas para controlar el complejo.

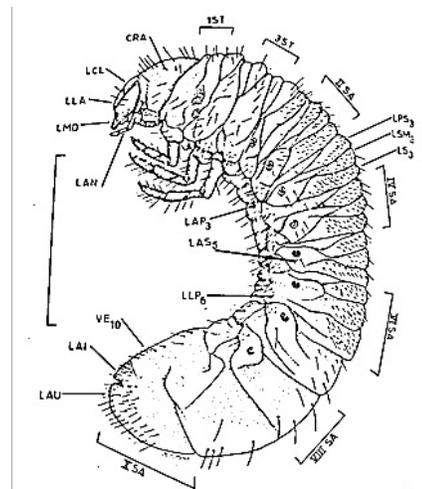


Figura 1. *Phyllophaga brevidens* (Bates). Vista lateral de larva de tercer estadio. Línea = 1 cm. Tomado de Morrón (1986)

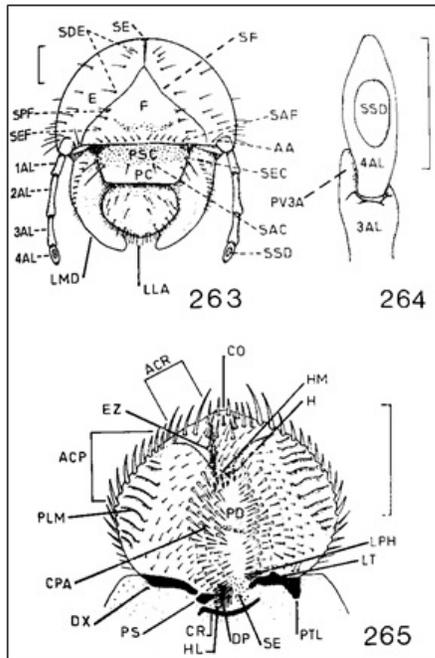
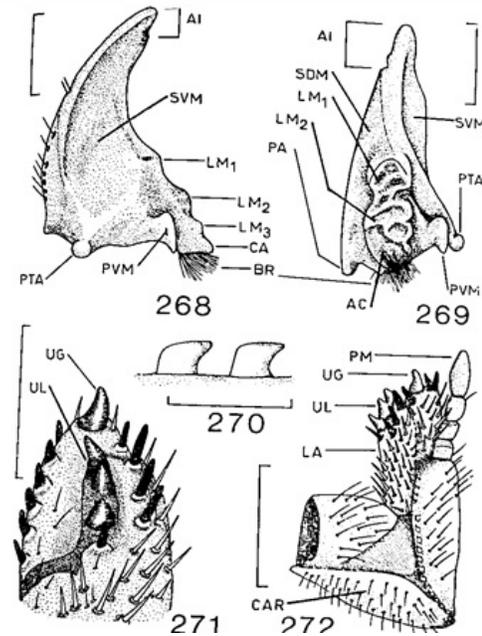


Figura 2. 263-265. *Phyllophaga brevidens* (Bates). Larva de tercer estadio. 263) Vista frontal de cabeza. 264) Aspecto dorsal del último artojo antenal. 265) Vista ventral de la epifaringe. Línea = 1mm., excepto 264 = 0.5 mm. Tomado de Morón (1986)



Gráfica 4. 268-272. *Phyllophaga brevidens*, tercer estadio larvario. 268) Vista interna mandibulada derecha; 269) Vista mesial de la mandíbula izquierda; 270) Detalle de diente cilios estriduladores maxilares; 271) Vista mesial del ápice maxilar derecho; 272) Vista anterior de la maxila derecha. Líneas = 1 mm., excepto 270 = 0.1 mm. y 271 = 0.5 mm. Tomado de Morón (1986).

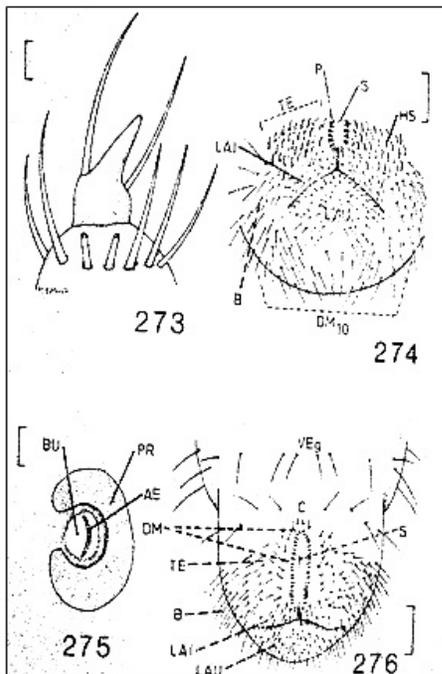


Figura 3. 273-276. *Phyllophaga brevidens* Bates, larva de tercer estadio. 273) Vista caudal tarsungulus posterior derecho. 274) Aspecto caudal del décimo segmento abdominal. 275) Tercer estigma abdominal. 276) Vista ventral de último segmento abdominal. Líneas excepto 273 y 275 = 0.1 mm. Tomado de Morón (1986)

Tabla 1. Abreviaturas empleadas en las ilustraciones de larvas y pupas. Tomado de Morón (1986). Sigue...

Clave	Descripción	Clave	Descripción
LCL	clípeo larva	PLA	labro pupa
LLA	labro larva	PMD	mandíbula pupa
LMD	mandíbula larva	PAN	antena pupa
LAN	antena larva	PPM	palpo maxilar pupa
LAP3	área pedal 3er. Segmento	PPP	propleuron pupa
LAS5	área estigmal 5o. Segmento	PPT	protibia pupa
LLI6	lóbulo pleural 6o. Segmento	PMT	mesotibia pupa
LAI	labio anal inferior	PMAT	metatibia pupa
LAU	labio anal superior	PE	élitro pupa
LPS3	metaprescudo	PAL	ala pupa
LSM3	metaescudo	PMTA	metatorsómero pupa
LS3	metaescutelo	PS	placa esclerosada
LPS7	prescudo 7o segmento	PTL	pternotorma
LT	laeotorma	PC	preclípeo
LPH	laeophoba	PSC	postclípeo
LM1	primer lóbulo molar	PV3A	proceso ventral 3er antenito
LM2	segundo lóbulo molar	PVM	proceso ventral mandibular
LM3	tercer lóbulo molar	PTA	postartis
LX	coxa larva	PA	preartis
LTr	trocánter larva	PM	palpo maxilar
Lfe	fémur larva	S	septula
Lti	tibia larva	SAC	seda clipeal anterior
LA	lacinia	SEC	seda clipeal exterior
P	palus	SVM	superficie ventral mandibulada
PR	placa respiratoria	SDM	superficie dorsal mandibulada
PD	pedium	SPL	sedas postlabiales
PLM	plegma	SF	sutura frontal
POC	ojo pupa	SEC	sutura epicraneal
PCL	clípeo pupa	SDE	sedas dorso-epicraneales

Tabla 1. Continuación

Clave	Descripción
SPF	sedas frontales posteriores
SEF	seda frontal externa
SAF	seda frontal anterior
	área sensorial dorsal del ultimo
SSD	antenito
1ST	primer segmento torácico
3ST	tercer segmento torácico
IISA	segundo segmento abdominal
IVSA	cuarto segmento abdominal
VISA	sexto segmento abdominal
VIIISA	octavo segmento abdominal
XSA	décimo segmento abdominal
SE	sensila
TE	tegillum
TUN	tarsungulus
UG	uncus galea
UL	uncus lacinia
VE10	venter 10o. Segmento abdominal
VE9	venter 9o segmento abdominal

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aragón, A., M. A. Morón, 2004. Descripción de las larvas de tres especies de *Phyllophaga* (Coleoptera: Melolonthidae: Melolonthinae) del Valle de Puebla, México. *Folia Entomológica Mexicana* 43: 295-306.
- Böving, A. 1942. A clasification of larvae and adults of the genus *Phyllophaga* (Coleoptera: Scarabaeidae). *Memoirs of the Entomological Society of Washington* 2: 1-95.
- Delgado, L., J. Márquez. 2006. Estado del conocimiento y conservación de los coleópteros Scarabaeoidea (Insecta) del estado de Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 54: 57-108.
- Espinosa-Islas, A., M. A. Morón, H. Sánchez, N. Bautista, J. Romero-López. 2005. Complejo "gallina ciega" (Coleoptera: Melolonthidae) asociadas con céspedes en Montecillo Texcoco, Estado de México. *Folia Entomológica Mexicana* 44: 123-143.
- García, G. L., L. Ortega Arenas, H. G. Hernandez, A. A. García, J. R. Nápoles, R. R. Cortez. 2009. Descripción de las larvas de tercer instar de Melolonthidae (Coleoptera) asociadas al cultivo de *Agave tequilana* var. *azul* y su fluctuación poblacional en Jalisco, México. *Neotropical Entomology* 36: 769-780.
- Hernández, C. J. 2010. Caracterización y evaluación de las especies de *Phyllophaga* Harris (Coleoptera: Melolonthidae) en Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca. Tesis de Maestría. CIIDIR Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Oaxaca, México.
- King, A. B. S. 1984. Biology and Identification of White Grubs (*Ph.*) of Economic Importance in Central America. *Tropical Pest Management* 30: 36-50.
- Lugo-García G. G. A., L. D. Ortega Arenas, A. Aragón García, H. González Hernández, J. Romero-López Nápoles, A. Reyes Olivas, M. A. Morón. 2012. Especies de "gallina ciega" (Coleoptera: Scarabaeidae) asociadas en cultivos de maíz en Ahome, Sinaloa, México. *Agrociencia* 46: 307-320.
- Morón, M. A. 1986. El género *Phyllophaga* en México: morfología, distribución y sistemática supraespecífica (Insecta: Coleoptera). Instituto de Ecología. México.
- Morón, M. A. 2001. Larvas de escarabajos del suelo en México (Coleoptera: Melolonthidae). *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 1: 111-1130.
- Morón, M. A. 2003. Atlas de los Escarabajos de México, Coleoptera, Volumen 2. Familias: Scarabaeidae (sensu stricto), Trogidae, Passalidae y Lucanidae. Argania, Barcelona.
- Morón M. A. 2006. Composición de comunidades de *Phyllophaga* en México (Coleoptera: Melolonthidae: Melolonthinae). En: *Diversidad, importancia y manejo de escarabajos edafícolas* (Eds. Castro Ramírez A. E., M.A. Morón., A. Aragón). Puebla. México, pp. 11-36.
- Morón, M. A. 2010. Diversidad y distribución del complejo "gallina ciega" (Coleoptera: Scarabaeoidea). En: *plagas del suelo* (Eds. Rodríguez del Bosque L. A., M. A. Morón). Mundi Prensa, México, D.F., pp. 41-63.
- Morón, M. A., A. Aragón. 1997. New species of *Phyllophaga* Harris (Coleoptera: Melolonthidae: Melolonthinae) from the upper Mixteca, Puebla-Oaxaca, Mexico. *Journal of the Kansas Entomological Society* 70: 39-46.
- Morón, M. A., G. Nogueira, C. V. Rojas Gómez, R. Arce Pérez-Domínguez. 2014. Biodiversidad de Melolonthidae en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 298-302.
- Pérez-Agís, S. E., M. A. Morón, M. B. Nájera Rincón, E. López Barbosa, M. Vázquez García. 2008. Análisis e diversidad del complejo "gallina ciega" (Coleoptera: Melolonthidae) en dos sistemas de producción tradicional de maíz en la región Purépecha, Michoacán. *Acta Zoológica Mexicana* 24: 221-238.

- Pérez, D. J. F., L. A. Rodríguez del Bosque. 2010. Tolerancia varietal. En: Plagas del suelo. (Eds. Rodríguez del Bosque L. A., M. A. Morón). Mundi Prensa, México. D. F., pp. 187-195.
- Ramírez, S. C., A. E. Castro Ramírez. 2000. El complejo "gallina ciega" (Coleoptera: Melolonthidae) en el cultivo de maíz en el Madronal, municipio de Amatenango del Valle, Chiapas. Acta Zoológica Mexicana 79: 17-41.
- Ramírez, S. C., M. A. Morón, A. E. Castro Ramírez. 2011. Descripción de los estados maduros de cuatro especies de *Phyllophaga*, *Paranomala* y *Macrodactylus* (Coleoptera: Melolonthidae) en los altos de Chiapas, México. Acta Zoológica Mexicana 27: 527-545.
- Rodríguez del Bosque, L. A. 2010. Plagas del suelo en Tamaulipas. En: Plagas del Suelo (Eds. Rodríguez del Bosque L. A., M. A. Morón). Mundi Prensa, México, D. F., pp. 239-249.
- Ritcher, P. O. 1966. White grub and their allies: a study of North American Scarabaeoidea larvae. Studies in Entomology. Oregon State University Press, Corvallis.



Cursos de **INGLÉS**

- **Nivel básico, intermedio y avanzado, en módulos bimestrales**

Cada nivel consta de 5 módulos con duración de 40 horas cada uno, impartidas a lo largo de un bimestre.

Durante los tres niveles, se adquieren las cuatro habilidades del idioma: hablar, escuchar, leer y escribir, necesarias para desenvolverse en diversos contextos sociales y profesionales.

Informes:

**TEL. 814 20 91 y 814 45 40
EXT. 82630**

INSCRIPCIONES ABIERTAS

www.ciidirdurango.ipn.mx

www.facebook.com/IPN.CIIDIR.DURANGO

Cursos especiales a grupos empresariales y de instituciones educativas con necesidades específicas, así como cursos de preparación para ingreso a posgrado en el IPN.

**¡Aprende inglés
en el Politécnico!**

CENTRAL DE INSTRUMENTACIÓN

**Tercero Autorizado
como laboratorio de prueba
COFEPRIS No. TA-13-12
Acreditado por la ema No. de
acreditación No. A-0553-050/14**



Ofrece sus servicios de:

**ANÁLISIS DE ALIMENTOS Y AGUA PARA CONSUMO HUMANO COMO LABORATORIO
TERCERO AUTORIZADO ANTE COFEPRIS**

Determinación de dureza total en agua
NMX-AA-072-SCFI-2001

Determinación de cloruros totales en agua
NMX-AA-073-SCFI-2001

Determinación de metales pesados en agua naturales y potables (As, Cd, Cr, Pb)
NMX-AA-051-SCFI-2001

Determinación de fluoruros en agua
NOM-201-SSA1-2002

Determinación de bacterias coliformes totales. Técnica del número más probable
NOM-112-SSA1-1994

Detección de coliformes totales, coliformes fecales y Escherichia coli por NMP
CCAYAC-M-004.

Método para la cuenta de bacterias aerobias en placa
NOM-092-SSA1-1994

Método para la cuenta de microorganismos coliformes totales en placa
NOM-113-SSA1-1994

Método para la determinación de Salmonella en alimentos
NOM-114-SSA1-1994

Método para la determinación de Staphylococcus aureus en alimentos
NOM-115-SSA1-1994

ANÁLISIS DE ALIMENTOS Y AGUA PARA CONSUMO HUMANO CON ACREDITACIÓN ANTE LA ema

Determinación de bacterias coliformes totales. Técnica del número más probable
NOM-112-SSA1-1994

Determinación de cloruros totales en agua
NMX-AA-073-SCFI-2001

Determinación de fluoruros en agua
NOM-201-SSA1-2002

Determinación de metales pesados en agua potable y agua purificada (As, Cd, Pb)
NOM-117-SSA1-1994

INFORMES CON:

DRA. LAURA S. GONZÁLEZ VALDEZ
Coordinadora de la Central de Instrumentación
Ext. 82620

DIRECCIÓN: Sigma #119 Fracc. 20 de Noviembre II
Durango, Dgo., México. C.P. 34220

TEL Y FAX: (55) 57296000 Ext.: 82615, 82616 y 82628
(618) 8 14 20 91, (618) 8 14 45 40

