



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

PROGRAMA DE POSTGRADO EN EDAFOLOGÍA

**PROPIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS Y
MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO EN
FUNCIÓN DEL PERIODO DE DESCANSO EN
UN SISTEMA DE ROZA-TUMBA-QUEMA EN
MADERO, MICHOACÁN**

ANGEL MARIANO GAMERO GAMERO

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2019

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Angel Mariano Gamero Gamero, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser participe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor Julián Delgadillo Martínez, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis "Propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo en función del periodo de descanso en un sistema de roza-tumba-quema en Madero, Michoacán"

y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 11 de enero de 2019



Firma del
Alumno (a)



Julián Delgadillo Martínez

Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: PROPIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS Y MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO EN FUNCIÓN DEL PERIODO DE DESCANSO EN UN SISTEMA DE ROZA-TUMBA-QUEMA EN MADERO, MICHOACÁN

realizada por el alumno: ANGEL MARIANO GAMERO GAMERO

bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS

EDAFOLOGÍA

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO (A)



JULIÁN DELGADILLO MARTÍNEZ

ASESOR (A)



JOSÉ ISABEL CORTÉS FLORES

ASESOR (A)



JOEL VELASCO VELASCO

Montecillo, Texcoco, Estado de México, enero de 2019

PROPIEDADES QUÍMICAS, FÍSICAS Y MICROBIOLÓGICAS EN FUNCIÓN DEL
PERIODO DE DESCANSO EN UN SISTEMA ROZA-TUMBA-QUEMA EN
MADERO, MICHOACÁN

Angel Mariano Gamero Gamero, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2019

RESUMEN

El estudio de los sistemas agrícolas tradicionales es una opción ante la necesidad de conservar los ecosistemas e incrementar la producción de alimentos. La roza-tumba-quema (RTQ) se ha declarado obsoleta y perjudicial. Este estudio pretende contribuir a la comprensión de su dinámica ecológica para orientar la toma de decisiones sobre el manejo racional de los ecosistemas donde esta se practica. Se analizó una cronosecuencia de descanso de RTQ en un bosque tropical caducifolio sobre leptosoles, con el objetivo de describir la relación de las comunidades microbianas con el tiempo de descanso y la materia orgánica del suelo. Se reporta la diversidad funcional de bacterias heterotróficas (índice de Shannon – H') y su actividad a partir del perfil metabólico de sus comunidades. Otras variables determinadas fueron: nitrógeno total, nitrato, amonio, fósforo extractable, textura, densidad aparente, capacidad de campo y punto de marchitez permanente. Las propiedades físicas fueron similares en todas las parcelas. No se encontró una relación clara entre H' y el tiempo de descanso (t), pero sí hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) de H' entre las parcelas con mayor y menor t , siendo más diversa esta última. Se propone que la comunidad bacteriana es independiente del tiempo de descanso y está determinada principalmente por la vegetación presente.

Palabras clave: bacterias heterotróficas, bosque tropical caducifolio, índice de diversidad de Shannon, diversidad funcional.

SOIL PHYSICAL, CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL PROPERTIES DUE TO
REST TIME ON A SLASH-AND-BURN SYSTEM IN MADERO, MICHOACAN.

Angel Mariano Gamero Gamero, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2018

ABSTRACT

The study of traditional agricultural systems perform an option for natural-ecosystems conservation and increase crop production. The slash-and-burn system (RTQ) has been declared obsolete and harmful, but this outlook is inconclusive. The aim of this study is to promote a better understanding of its ecological dynamics, which can guide for take decisions of the rational management of the ecosystems where it is located. A fallow chronosequence of the RTQ was analyzed in a tropical deciduous forest on leptosols, with the objective of describing the relationship of the microbial communities with the fallow period and soil organic matter. It is reported the heterotrophic bacteria functional diversity (Shannon index – H') and its activity, starting out from the metabolic profile of the populations using BIOLOG-ECO™ plates. Another parameters were: total nitrogen, nitrate, ammonium, extractable phosphorus, texture, bulk density, field capacity and permanent wilting point. The soil physical properties were similar at all over plots. No clear relation was found between H' and the fallow time (t) but there were H' significant differences ($p < 0.05$) between the plots with higher and less t. It is proposed that the bacterial community is fallow time-independent and is determined mainly by the current vegetation.

Key words: heterotrophic bacteria, tropical dry forest, Shannon diversity index, functional diversity.

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi sincero agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el financiamiento que facilitó la realización del presente trabajo como parte de mi formación académica.

Agradezco infinitamente al cuerpo académico del programa de Edafología del Colegio de Postgraduados, en especial a aquellos que influyeron no solo en mi adquisición de conocimientos y saberes, sino también en mi forma de pensar, actuar y ver el mundo: Dr. Arturo Galvis, Dr. Enrique Ojeda, Dr. David Espinosa, Dr. Juan José Almaraz, M.C. Patricio Sánchez.

Y, desde luego, gracias a los miembros de mi consejo particular y sinodal, por sus aportes al presente trabajo, su paciencia y comentarios que, sin duda alguna, contribuyeron siempre a mejorar esta tesis.

Gracias Viri y Rosario por acompañarme en este camino, por ser la luz que lo ilumina y el aliento que me fortalece y motiva.

CONTENIDO

RESUMEN	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE CUADROS	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
1 Introducción.....	1
2 Planteamiento del problema.....	3
3 Marco teórico	4
3.1 La roza-tumba-quema	4
3.2 Propiedades físicas y químicas en la RTQ.....	7
3.3 Calidad del suelo.....	10
3.4 El estudio de las comunidades microbianas	13
4 Objetivo	19
5 Hipótesis	19
6 Materiales y métodos	19
6.1 Área de estudio	19
6.2 Identificación de los sitios de muestreo.....	20
6.3 Muestreo de suelo.....	24
6.4 Análisis de las muestras de suelo	25
6.4.1 Determinaciones químicas y físicas.....	25
6.4.2 Análisis de las comunidades microbianas	27
6.5 Análisis estadísticos	30
7 Resultados y discusión.....	31
7.1 Propiedades físicas del suelo.....	31
7.2 Estado nutrimental del suelo	32
7.3 Materia orgánica y pH	35
7.4 Microorganismos del suelo.....	37
7.4.1 Diversidad bacteriana en función del tiempo de descanso.....	37
7.4.2 Actividad de bacterias por tipo de fuente de carbono	41
7.4.3 Conteo de microorganismos totales	43
8 Conclusiones y recomendaciones.....	44
9 Literatura citada	46

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Características generales de las parcelas observadas.....	23
Cuadro 2. Fuentes de C de la placa BIOLOG-ECOPLATE™	28
Cuadro 3. Propiedades físicas evaluadas con respecto al tiempo de descanso en suelos leptosoles donde la vegetación original fue bosque tropical caducifolio.....	32
Cuadro 4. Concentración de nutrimentos en el suelo con respecto al tiempo de descanso de la tierra.....	33
Cuadro 5. Variables químicas y microbiológicas.....	35
Cuadro 6. Actividad metabólica bacteriana estimada a partir del desarrollo de color en los pozos de las placas BIOLOG-ECOPLATE™ e índice de Shannon (H') calculado por periodo de descanso.....	38
Cuadro 7. Actividad metabólica de las bacterias del suelo, expresada por el uso de seis fuentes de carbono distintas, medido a partir de la producción de color en las placas BIOLOG-ECOPLATE™.....	41
Cuadro 8. Presencia de UFC en parcelas con distinto tiempo de descanso después de la RTQ.....	43

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localización del municipio de Madero, Michoacán.....	20
Figura 2. Croquis de localización de las parcelas observadas.....	21
Figura 3. Parcelas de muestreo.....	24
Figura 4. Esquema de muestreo.....	25
Figura 5. Concentración de fósforo extraíble (P), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) en función del tiempo de descanso del terreno.....	34

1 Introducción

En la presente investigación se abordan dos temas centrales: las comunidades microbianas del suelo y la técnica agrícola tradicional, que forma parte de la agricultura itinerante conocida como roza-tumba-quema. Estos temas se entrelazan mediante el concepto de calidad del suelo, a través de un acercamiento a la relación que existe entre ambas partes, desde un punto de vista ecosistémico.

La intención de realizar este trabajo fue la de abonar en favor de la comprensión de la dinámica del sistema tradicional de roza-tumba-quema, practicado en una gran extensión territorial alrededor de los trópicos del mundo, particularmente de lo que ocurre dentro del suelo, partiendo de un enfoque exploratorio no experimental.

La principal motivación para llevar a cabo el estudio fue que las técnicas tradicionales tienen mucho que aportar ante la necesidad de crear o mejorar a sistemas agrícolas resilientes y, a la vez, mantener o incrementar su productividad.

Hay mucho por comprender en términos de flujo material y energético en los sistemas agrícolas tradicionales; la observación de estos procesos, desde el punto de vista microbiológico, es clave debido a que los microorganismos del suelo y el suelo mismo son piezas fundamentales de los ciclos biogeoquímicos.

En la actualidad, existe abundante documentación sobre el funcionamiento del sistema tradicional de roza-tumba-quema, la gran mayoría realizado en bosques tropicales húmedos e incluye información sobre las modificaciones físicas, químicas y biológicas que ocurren en el suelo durante y después de los ciclos de cultivo realizados con dicha técnica. Pero son pocas las investigaciones que se han llevado

a cabo en áreas tropicales secas, que se circunscriben a bosques subcaducifolios, caducifolios, espinosos y monzonales, entre otros.

Dentro de los avances logrados con respecto a la comprensión de la dinámica ecosistémica en las áreas tropicales secas, existe información sobre el reciclaje de nutrimentos, la reserva de carbono, la producción de biomasa aérea y subterránea, el comportamiento de la actividad microbiana a partir de la medición indirecta (respiración, actividad enzimática) y la identificación directa de géneros y especies o morfoespecies de microorganismos. En este último punto nos referimos a los hongos micorrícicos, sobre todo a los de tipo arbuscular, que son los más estudiados en este tipo de ecosistemas.

La roza-tumba-quema dentro de los ecosistemas tropicales secos ha recibido atención principalmente con respecto a la modificación de los ciclos biogeoquímicos. Son pocas las aproximaciones desde el punto de vista microbiológico en las cuales se plasma valiosa información con respecto a las poblaciones de hongos micorrícicos arbusculares, su relación con la regeneración de la vegetación y el restablecimiento del sistema durante el periodo de descanso.

El presente trabajo espera complementar la información existente con el estudio de las poblaciones de bacterias heterotróficas a partir de la construcción de su perfil metabólico y obtener un índice de diversidad dentro de una cronosecuencia de descanso o recuperación natural del terreno.

2 Planteamiento del problema

En la región de Tierra Caliente, Michoacán, se emplea la práctica de roza-tumba y quema (RTQ) para la producción agrícola, principalmente de maíz. Esta labor milenaria se presenta inadecuada ante el estado actual del deterioro de los suelos y cambio climático, debido a la disminución del periodo de descanso en los terrenos cultivados y a la incorporación más reciente de prácticas de fertilización y el uso de herbicidas e insecticidas. Además de la presencia generalizada del componente ganadero en el sistema productivo.

La pérdida de productividad de las parcelas dedicadas al cultivo de maíz es evidente y los productores aseguran que está relacionada con el corto periodo de descanso de la tierra, que las condiciones socio-económicas y ambientales no permiten prolongar.

En el ejido de Acaten, ubicado en la parte norte (aguas arriba) de la Depresión del Balsas, de la que forma parte la región Tierra Caliente, se practica la RTQ, con rendimientos de maíz cada vez menores y una creciente dependencia de insumos externos. No existen antecedentes de investigaciones en el área, o en zonas aledañas, que tengan que ver con la calidad del suelo y su relación con el periodo de descanso y las prácticas locales de manejo.

Las preguntas que guiaron la investigación fueron: 1) ¿cómo afecta la RTQ a la calidad del suelo, con base en variables microbiológicas?, 2) ante la perturbación que ocasiona la quema, ¿cuánto tiempo necesita la comunidad microbiana para recuperarse y volver a un momento de estabilidad? y 3) ¿es posible reducir el tiempo de descanso realizando un manejo basado en la dinámica microbiana?

3 Marco teórico

3.1 La roza-tumba-quema

La roza-tumba-quema (RTQ) es una técnica que forma parte de un sistema de cultivo itinerante, fundamentado en alternar el uso intensivo de un terreno con periodos largos de descanso (Clarke, 1976).

En este trabajo la definiremos como una técnica tradicional de producción agrícola que consiste en derribar o desmontar una sección de bosque maduro o vegetación secundaria, extraer la parte maderable y la leña, dejar secar y luego quemar el resto del material vegetativo, sembrar el terreno, el cual se utiliza durante uno a tres ciclos anuales (Pérez-García y del Castillo, 2016), para luego permitir su recuperación durante varios años de manera natural o con manejo (Filho *et al.*, 2013).

El conocimiento profundo de los recursos locales proporciona la base para el funcionamiento de este sistema (Toledo *et al.*, 2008) y su racionalidad se sustenta en los periodos de descanso largos y el policultivo (Mariaca, 1992; Terán, 1992; Cochet, 2001; Eastmond y Faust 2006). La RTQ se practica en la zona tropical del mundo (Fujisaka *et al.*, 1996) desde hace alrededor de diez mil años, siendo la forma dominante de aprovechar los recursos en estas condiciones (Moya García *et al.* 2003).

Cuando se habla de la zona tropical se hace referencia a la extensión geográfica que se encuentra entre los meridianos conocidos como Trópico de Cáncer y Trópico de Capricornio, por lo que las condiciones climáticas, edáficas, altitudinales, bióticas, etcétera, son diversas.

Por esta razón, es pertinente aclarar que aquí se está hablando de una parte particular de la zona tropical en la que se practica la RTQ, que incluye las selvas o bosques tropicales perennifolios, caducifolios y sub-caducifolios que se encuentran en climas cálidos, con temperatura media anual igual o mayor de 22°C. Cabe mencionar que, al menos históricamente, la RTQ no se limita a dichas latitudes (Tomson *et al.*, 2016).

Este sistema itinerante ha demostrado su capacidad para cumplir el papel de producir los materiales agrícolas y forestales básicos (cereales, leguminosas, hortalizas, arvenses, leña, madera) para la sobrevivencia de la población campesina (Hernández, 1992), contribuyendo a la conservación de la agrobiodiversidad (Lara *et al.*, 2012; Pérez-García y del Castillo, 2016).

Sin embargo, Filho *et al.* (2013) indican que, a largo plazo, el fuego y los descansos cortos impactan negativamente al componente biológico y que el aspecto crítico para que el sistema se sostenga es el periodo de descanso. A nivel mundial, los periodos de descanso de la tierra han disminuido de un promedio de 20 años a uno de entre cinco y seis años (Eastmond y Faust, 2006), con consecuencias que afectan la estabilidad de la RTQ.

Uno de los efectos clave del acortamiento del periodo de descanso es que no permite la completa recuperación de los nutrientes liberados durante cada quema, ocasionando grandes pérdidas en el primer ciclo de cultivo, debido al arrastre por la lluvia y su extracción por medio de los productos cosechados, causando un desequilibrio en el largo plazo entre las entradas y salidas a nivel ecosistémico (Juo y Manu, 1996).

En el sureste mexicano, desde hace varias décadas se señala una reducción en los periodos de descanso de la tierra, debido a la disminución del acceso a las tierras de monte, como consecuencia del cambio de uso de suelo, favoreciendo a la actividad ganadera y restando racionalidad a la RTQ (Hernández X., 1988).

En los trópicos húmedos, donde son más frecuentes las investigaciones que en áreas más secas (Lambert, 1996), se han implementado propuestas para evitar la quema y, con esto, el deterioro de los suelos (Cuanalo y Uicab-Covoh, 2005). Como ejemplo está la práctica alternativa de roza-tumba y acolchado orgánico, llamada *slash and mulching* (Gay-des-Combes *et al.*, 2017) que es posible gracias a la influencia de la humedad y el calor en la descomposición del material vegetal, pero la situación se presenta distinta en regiones tropicales de menor humedad.

En México existen diferentes y distantes áreas en las que se practica la RTQ desde la época prehispánica y son: la planicie costera del golfo de México, desde la región Huasteca hasta la península de Yucatán, las laderas y pies de monte de la sierra Madre Oriental, sierra Madre Occidental, sierra Madre del Sur y, en menor proporción, la sierra Volcánica Transversal (Rojas, 1991).

En la región de Tierra Caliente, Michoacán, en condiciones de bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 2006), se practica la RTQ desde tiempos prehispánicos (Rojas, 1991), para la producción de maíz. Durante los últimos 50 años se han incorporado prácticas de fertilización y el uso de herbicidas, además de la presencia histórica y generalizada del componente ganadero en el sistema productivo (Cochet, 2001), que agrega su conversión temporal en potrero, con el efecto de la reducción del periodo de descanso.

Los productores de la región mencionan la pérdida de productividad del maíz y un periodo de descanso que va de cinco a diez años, siendo más frecuente el de siete.

En México, el tema de la RTQ despertó gran interés a finales del siglo pasado (XX), sobre todo para la región sureste. Más recientemente se ha quedado marginado. Sin embargo, se trata de una práctica vigente en distintas partes del país, con una problemática en torno a ella cada vez más compleja y en estrecha relación con la pérdida de productividad de los suelos, debido a la reducción de su calidad.

En este trabajo no se pretende señalar a la RTQ como una práctica perjudicial u obsoleta, tampoco fomentar su uso, sino profundizar, desde una perspectiva sistémica, en la comprensión de la dinámica biológica del suelo y lo que esto implica para la calidad del suelo en un área tropical seca, para proporcionar elementos que permitan decidir sobre el manejo de este sistema tradicional.

La razón de utilizar a las comunidades microbianas heterotróficas y la materia orgánica es que son variables sensibles a los cambios en el manejo agrícola. El fósforo y nitrógeno se analizaron por representar, respectivamente, las formas nutrimentales menos móviles y más móviles del suelo.

La RTQ por sí misma no es una práctica destructiva, sino que depende del contexto social, cultural, político y económico en el que se realice (Lara *et al.*, 2012; Filho *et al.*, 2013).

3.2 Propiedades físicas y químicas en la RTQ

Se ha estudiado el impacto de la RTQ sobre las propiedades físicas del suelo y se ha encontrado que esta técnica tiene un efecto mínimo de disturbio y deterioro

estructural, en comparación con otras técnicas de preparación del terreno (Alegre y Cassel, 1996). Aunque la capacidad de infiltración en el suelo se ve perjudicada por el efecto del fuego (González-Pérez *et al.*, 2004; Mataix-Solera *et al.*, 2011), se sabe que las propiedades físicas no presentan cambios significativos debido a la quema cuando la humedad del suelo es alta (>15%). En cambio, en el aspecto químico se aprecian diferencias importantes (Thomaz *et al.*, 2014). Esta situación se puede deber a que el uso de esta técnica normalmente no incluye laboreo alguno.

La RTQ rompe los ciclos de nutrientes en los ecosistemas forestales; la incorporación de ceniza y la estimulación de las tasas de descomposición resultan en un gran incremento de nutrientes disponibles en el suelo (Palm *et al.*, 1996; Amorim *et al.*, 2014), lo que se puede considerar como una alteración positiva (Filho, *et al.*, 2013).

De acuerdo con Giardina *et al.* (2000a), la explicación recurrente para el incremento en la disponibilidad de nutrientes en la RTQ es la hipótesis de que la ceniza es rica en nutrientes. A partir de esta se han construido modelos para explicar el aumento de la fertilidad del suelo después de la quema, pero no son completamente satisfactorios, debido a que se ha observado que la mayor disponibilidad de fósforo en el suelo, después de la quema, es atribuible al efecto de la mineralización causada por la temperatura alcanzada, transformando al fósforo orgánico en fósforo inorgánico disponible para las plantas, además del efecto de liberación del fósforo ocluido en los agregados alterados por la quema.

En un trabajo, realizado en una zona de bosque tropical caducifolio, Giardina *et al.* (2000b) encontraron que aproximadamente 150 kg ha⁻¹ de nitrógeno no disponible

para las plantas se transformó en disponible por el efecto del calor de la quema, pero una parte importante de este (68 kg ha^{-1}) se perdió del suelo durante los primeros días posteriores a la quema.

Las pérdidas de 55% del fósforo y 74% del nitrógeno presentes en la ceniza durante las primeras lluvias, indican que la principal fuente de abastecimiento de nitrógeno y fósforo que aporta a la fertilidad del suelo, después de la quema, es el calentamiento del suelo y no la ceniza de la vegetación quemada, al menos para las condiciones de temporal, con una precipitación de 750 mm anuales.

Singh *et al.* (2017), en un ambiente de condiciones similares, reportaron que los incrementos de nutrientes son significativos únicamente después del primer mes posterior al fuego

Thomaz *et al.* (2014) obtuvieron resultados similares en un bosque de araucaria, en Brasil. Se presentaron incrementos importantes de nutrientes después de la quema, particularmente fósforo y calcio, en el suelo con ceniza, con respecto a los contenidos en el suelo antes de la quema. Sin embargo, después de la quema también hubo incrementos de fósforo en el suelo sin ceniza, lo que sugiere que este fósforo proviene del efecto del calor ejercido en el suelo.

Uno de los cambios más importantes en el aspecto químico es el incremento de pH, debido a una mayor presencia de cationes básicos, como Mg, Ca y K (Filho *et al.*, 2013). El incremento en la capacidad efectiva de intercambio catiónico (Juo y Manu, 1996) y la adición de nutrientes estimulan la mineralización de carbono y las cenizas incorporan carbono lábil al suelo, lo que con frecuencia incrementa la actividad

microbiana, a pesar de que alrededor de 90% de los microorganismos se eliminan por el aumento de temperatura (Giardina *et al.*, 2000a).

Las mayores pérdidas de carbono por la quema se presentan en la biomasa aérea, mientras que en el suelo las reservas se mantienen relativamente constantes (Kotto-Same *et al.*, 1997). Durante el primer año después de la quema, la tasa de mineralización de carbono es mucho mayor que en los años siguientes (Palm *et al.*, 1996).

La quema suele ser heterogénea y los efectos que causa en el contenido de carbono son variables, dependiendo de la intensidad y duración del fuego, el contenido de humedad del suelo, el tipo de suelo y la naturaleza del material quemado (González-Pérez *et al.*, 2004). Sumado a esto, una distribución desigual de la cantidad de combustible (material leñoso) permite la existencia de biomasa protegida del fuego o que no se quema completamente, como tocones y ramas gruesas, materiales que constituyen la principal fuente de materia orgánica después de la quema (Castellanos *et al.*, 2001).

Todos estos cambios tienen consecuencias directas e indirectas sobre las poblaciones de microorganismos del suelo, algunas de ellas son, en apariencia, benéficas; otras, sin duda, perjudiciales. La estabilidad de estos procesos biogeoquímicos depende, en gran medida, de los microbios (Bardgett, 2005).

3.3 Calidad del suelo

A finales de la década de 1990, los esfuerzos por definir el concepto de calidad de suelo resultaron enriquecidos con aportes desde distintas perspectivas. La calidad

del suelo se refiere a la capacidad que tiene para cumplir con sus funciones dentro de límites establecidos, manteniendo o mejorando la calidad del agua y del aire, así como la salud y sustento de animales, plantas y seres humanos (Karlen *et al.*, 1997).

Hay quienes prefieren pensar en el suelo como algo vivo, optando por utilizar el término de salud del suelo, que indica la capacidad del suelo para funcionar como un sistema viviente para sostener la productividad biológica, promover la calidad ambiental y mantener la salud vegetal y animal (Doran y Zeiss, 2000) y cambia en el tiempo, debido al uso y manejo humano o eventos naturales (Doran y Safley, 1997).

Calidad y salud del suelo se pueden utilizar de manera indistinta, aunque en un sentido más estricto; el primer término se asocia más con la fertilidad y, por consecuencia, la capacidad productiva del suelo, mientras que el segundo corresponde más con la condición natural de un suelo, su biodiversidad y sustentabilidad inherentes, describiéndolo más como un sistema viviente y dinámico, cuyas funciones están mediadas por organismos vivos (Doran y Zeiss, 2000).

En el presente trabajo se hablará de calidad del suelo en un sentido integrador de ambos conceptos; esto es, como un sistema que forma parte e interactúa con otros sistemas (Karlen *et al.*, 1997) enfatizando su característica de viviente y dinámico (Doran y Zeiss, 2000), por lo tanto, que es susceptible tanto del deterioro como de la mejora.

De acuerdo con Doran y Zeiss (2000), el primer paso en el camino a la mejora de las actividades productivas y el manejo de los suelos es la evaluación de su calidad. La naturaleza compleja del suelo dificulta y, a la vez, obliga a realizar una selección cuidadosa de las variables apropiadas que funcionen como indicadores de calidad del suelo (Bastida *et al.*, 2008).

Cualquier indicador de la calidad del suelo debería reunir los siguientes criterios: sensibilidad a variaciones en el manejo, buena correlación con funciones benéficas del suelo, útil para aclarar los procesos del ecosistema, comprensivo y práctico para quienes trabajan la tierra, que su determinación sea fácil y de bajo costo (Doran y Zeiss, 2000).

Dentro de la amplia gama de indicadores potenciales de calidad del suelo se encuentran el carbono lábil (Ginebra *et al.*, 2015), la biomasa microbiana (Fregoso, 2008), las propiedades físicas y químicas (Jaurixje *et al.*, 2013), la mesofauna (Socarrás, 2013) y las actividades enzimáticas (Ochoa *et al.*, 2007), entre otras. Por lo anterior, se trata de un asunto versátil, en el que se involucran metodologías de complejidad y costos variables.

En cuanto a la química del suelo, el pH es el más utilizado, por la estrecha interacción que tienen los iones hidronio con el complejo de elementos presentes. Para la parte física se prefiere la estabilidad de agregados, porque refleja la resistencia a la erosión (Bastida *et al.*, 2008). En el caso de los indicadores biológicos, los más comunes son biomasa o respiración microbianas, actividad enzimática, asociaciones micorrícicas y comunidades de nematodos (Karlen *et al.*, 1997; Bastida *et al.*, 2008).

La utilización de varios indicadores permiten la construcción de índices de calidad del suelo, para los que se deben tomar en cuenta las características más relevantes del ambiente en el que se construyan (Cantú *et al.*, 2007).

Los procesos microbianos y la estructura de las comunidades microbianas constituyen un aspecto importante en la calidad del suelo (Jackson *et al.*, 2003), son responsables de procesos fisiológicos y metabólicos trascendentes (Bastida *et al.*, 2008), presentan una rápida respuesta a los cambios en el manejo del suelo, su condición ambiental o contaminación (Ferrerías *et al.*, 2009; Pagano *et al.*, 2011), son más sensibles a estas modificaciones que las propiedades físicas y químicas, son fáciles de medir (Di Ciocco *et al.*, 2014) y están asociados a los cambios biogeoquímicos del ecosistema (Jackson *et al.*, 2003), cumpliendo casi por completo con los criterios de un buen indicador (Doran y Zeiss, 2000).

Por ello, son candidatos a ofrecer una herramienta práctica para medir la calidad del suelo (Ochoa *et al.*, 2007), no obstante, la diversidad microbiana no predomina en la construcción de índices de calidad del suelo (Bastida *et al.*, 2008).

En la presente investigación, que es de tipo exploratorio observacional, se otorga especial importancia al aspecto microbiológico del suelo, haciendo énfasis en su papel clave para el funcionamiento del ecosistema.

3.4 El estudio de las comunidades microbianas

Los microorganismos son relevantes en la regulación de los ciclos biogeoquímicos del planeta, conforman unidades funcionales heterogéneas bajo un esquema cooperativo, en el que existe una relación sustrato-producto regido por las leyes de

la termodinámica (Kozhevin *et al.*, 2017). Para lo cual poseen la característica notable de mantener una relación estable de elementos en su biomasa, aun cuando se desarrollan en una diversidad de sustratos que raramente coinciden con su demanda de nutrientes, desde el punto de vista de la estequiometría, esto es la homeostasis estequiométrica (Spohn, 2016).

Además de su participación en los procesos que mantienen a los ecosistemas, los microbios son trascendentes para la producción vegetal, pues tanto hongos como bacterias han coevolucionado con las plantas y han establecido simbiosis o cooperación de forma indirecta. Por un lado, las plantas se benefician con una mejor nutrición, protección contra patógenos y resistencia a factores abióticos, por el otro, los microorganismos obtienen ventaja de la distribución de fotosintatos hacia el suelo, lo cual, a su vez contribuye a la configuración de sus comunidades (Revillini *et al.*, 2016).

Los análisis microbianos a nivel de comunidad, es decir, de ensamblajes de poblaciones de microorganismos, están basados (desde una perspectiva clásica) en análisis filogenéticos e implican la identificación taxonómica que requiere de pruebas bioquímicas y fisiológicas de procedimientos lentos (Zamora *et al.*, 2012; Kozhevin *et al.*, 2017). Sin embargo, un análisis de la información ecológica correspondiente a sus interacciones con el ambiente es limitado, puesto que la posición filogenética usualmente no refleja el rol funcional de un microorganismo dentro de su nicho ecológico (Kozhevin *et al.*, 2017).

Puesto que pocos microorganismos que habitan el suelo son cultivables, existe una seria limitación para la caracterización de la comunidad microbiana presente en el

suelo, pues con las técnicas basadas en el cultivo y aislamiento se obtiene una baja proporción de microorganismos que representan a muchos más que no son observados en ellas.

Si se desea caracterizar tanto a los organismos cultivables como a los no cultivables, se pueden realizar análisis metagenómicos, esto es, analizar el conjunto de genomas de los microorganismos presentes en un nicho determinado, partiendo de técnicas moleculares y comparaciones filogenéticas (Escalante-Lozada *et al.*, 2004), lo que permite relacionar funciones potenciales con microorganismos específicos dentro de las comunidades multiespecíficas del suelo (Schmeisser *et al.*, 2007).

A pesar del gran aporte que representan las técnicas moleculares y el potencial que tienen para el estudio de las comunidades microbianas, son laboriosas y de costo elevado (Pagano *et al.*, 2011). Otra opción es la medición indirecta de la actividad microbiana por medio de la observación de la actividad enzimática, la cual es una práctica común, no obstante, el sesgo de estas técnicas yace en que al realizar las mediciones se pueden incluir enzimas que se activen en el momento de la incubación, y que en el suelo se encuentren originalmente inactivas (Smith *et al.*, 2015; Medeiros *et al.*, 2017).

Una alternativa viable y poderosa para evaluar la diversidad microbiana es el análisis funcional, el cual simplifica el entramado de las especies o cepas microbianas (Zamora *et al.*, 2012; Manjunath *et al.*, 2018) y se puede realizar a partir de perfiles fisiológicos a nivel de comunidad (CLPP, por sus siglas en inglés); a esto también se le conoce como el estudio de los grupos funcionales. Al incluir en la

función uno de los aspectos fundamentales de las comunidades (Zamora *et al.*, 2012) se reflejan algunas propiedades ecológicas de las bacterianas heterotróficas autóctonas (Rutgers *et al.*, 2016).

Al hablar de diversidad funcional se está tratando con una manifestación de la interacción genotipo-ambiente. A nivel de comunidad, las especies pueden ser redundantes o sustituibles. Al cambiar las condiciones ambientales, algunas especies se ausentan y existen otras que cumplirán con la misma o equivalente función. Es aquí donde se halla un concepto de interés para el ecosistema, que es la resiliencia, es decir, la capacidad de respuesta del sistema ante un cambio o perturbación (Zamora *et al.*, 2012).

La agricultura es, en sí misma, una alteración que transforma los ecosistemas con el fin de encauzar su producción primaria en beneficio de la humanidad. Al practicar el laboreo en un terreno recientemente abierto a la agricultura, el efecto sobre las comunidades microbianas es mucho mayor que cuando el terreno ya se encuentra en uso intensivo

Este hecho se evidencia porque la actividad microbiana en el suelo de uso intensivo se recupera en un plazo máximo de dos semanas, mientras que en el espacio recientemente abierto a la agricultura tarda periodos prolongados para restablecerse (Jackson *et al.*, 2003). Esto también da una idea de la complejidad de las comunidades microbianas existentes en ambos suelos, posiblemente menor en el caso del área con agricultura continua.

Un grupo de microorganismos que se ha estudiado ampliamente en el contexto de los efectos del fuego son los hongos micorrícicos (Mataix-Solera *et al.*, 2011). En los bosques tropicales caducifolios se ha estudiado la dinámica de los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) y se sabe que es fuertemente estacional y depende mucho de la fenología de la vegetación presente. La capacidad infectiva de los hongos en la raíz de las plantas puede variar de 85%, en la estación húmeda, hasta prácticamente cero, en el periodo seco (Allen *et al.*, 1998).

Se ha visto que la práctica de RTQ no elimina los propágulos de HMA ni reduce su potencial de inoculación, por lo que el impacto en su dinámica es trivial (Gavito *et al.*, 2008; Guadarrama *et al.*, 2008).

Las comunidades de HMA se modifican en gran medida por el tipo de vegetación presente, más que por el tipo de manejo. En un área que originalmente fue de bosque tropical caducifolio, en Chamela, Jalisco, Gavito *et al.* (2008) encontraron una diversidad similar de HMA en un pastizal, un sitio con vegetación secundaria y otro con vegetación primaria, con tendencia a una mayor riqueza en este último. Pero de un total de 39 morfoespecies identificadas, los sitios compartían menos de 30% de ellas, evidenciando diferente estructura comunitaria.

Esto corresponde con lo observado por Sharmah y Jha (2014), en un área de clima monzonal de la India, donde no hubo diferencia significativa en la riqueza de HMA entre un sitio de bosque maduro y un sitio bajo RTQ. Mientras que en un bosque monoespecífico, la riqueza fue mucho menor que en ambos sitios.

En un estudio realizado en Costa Rica se observó que el tipo de bosque fue un predictor significativo de la estructura de la comunidad fúngica (Waring *et al.*, 2015), lo que hace pensar en la existencia de una alta codependencia entre las especies vegetales y las especies de HMA presentes.

Las comunidades de bacterias heterotróficas no se han estudiado bajo condiciones de RTQ de manera exclusiva. En investigaciones realizadas en relación con el fuego y los microorganismos se ha reportado la actividad enzimática, el carbono o nitrógeno en la biomasa microbiana y la respiración como los indicadores de la actividad microbiana (Fregoso, 2008; Medeiros *et al.*, 2017), incluyendo a las bacterias dentro del conjunto de toda la comunidad microbiana.

En un proceso de regeneración natural, la tendencia es que las unidades forestales con mayor tiempo sin agricultura presenten más actividad microbiana (Medeiros *et al.*, 2017), aunque en el caso de las áreas afectadas por el fuego, las poblaciones de microorganismos se incrementan inmediatamente después del evento, lo que se atribuye al enriquecimiento nutrimental.

Este efecto se confirma con una mayor acumulación de biomasa microbiana y respiración del suelo en parcelas incendiadas, en contraste con otras no incendiadas, vinculando así los cambios en la actividad microbiana con los cambios en las propiedades químicas (Singh *et al.*, 2017).

No obstante el beneficio de los microorganismos por la mineralización de nutrientes después de la quema (Giardina *et al.*, 2000a), se ha observado que los aportes de origen orgánico estimulan más la actividad biológica del suelo que los

ingresos de fuentes inorgánicas (Amorim *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2017; Manjunath *et al.*, 2018).

Se puede concluir que la bondad del enriquecimiento nutrimental del suelo después de la quema no aporta al mantenimiento de su fertilidad en el largo plazo ni a la resiliencia del sistema y que la estabilidad de las comunidades microbianas depende más de la transformación o ingreso de fuentes de carbono.

4 Objetivo

Describir la relación entre las comunidades microbianas y la materia orgánica del suelo en distintos estados de sucesión de la roza-tumba-quema, para conocer su relación con el tiempo de descanso.

5 Hipótesis

La diversidad funcional microbiana tiene una correlación positiva con el tiempo de descanso de la tierra y con el contenido de materia orgánica.

6 Materiales y métodos

6.1 Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el ejido Acatén, ubicado en la parte suroeste del municipio de Madero (**Figura 1**), en la región Tierra Caliente del estado de Michoacán, México. La vegetación original fue bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 2006) y el clima dominante es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw_0) (García, 2004). De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, carta edafológica Serie II, Morelia E14-1, 1:250 000, 2013), y

con la verificación en campo, el tipo de suelo dominante es leptosol, se trata de suelos jóvenes y someros de origen volcánico (Gómez-Vasconcelos *et al.* 2015).



Figura 1. Localización del municipio de Madero, Michoacán.

6.2 Identificación de los sitios de muestreo

Dentro del ejido se identificaron dos sitios que cumplieran con los siguientes criterios: 1) mismo tipo de suelo, 2) pendiente dominante similar, 3) el mismo uso de suelo, 4) orientación de la pendiente aproximadamente igual, 5) que conformaran, en conjunto, una cronosecuencia de descanso después de la RTQ (**Figura 2**).



Figura 2. Croquis de localización de las parcelas observadas. La línea negra representa los caminos de acceso carretero (terracería). Los polígonos son los dos sitios de muestreo. El Ejido Acaten comprende las localidades de Acaten, El Gatal, La Carpintería, La Caja, El Bosque, Cerro Blanco, El Durazno, Los Planes y Cahuatzio. La parcela A se encuentra en El Gatal y las demás en Acaten.

El uso de cronosecuencias proporciona la opción de investigar cambios temporales en la composición de las comunidades sin que el estudio sea necesariamente prolongado en el tiempo (Smith *et al.*, 2015).

El primer sitio se localiza a 19°17'22" N y 101°18'18" O, con una altitud de 1685 m. Se trata de una parcela segmentada en la que cada sección tiene distinto tiempo de uso o descanso después de la RTQ, con un área total aproximada de 6754.4 m². Tiene una orientación suroeste, la pendiente dominante es homogénea y pronunciada, de 62.9%.

Las parcelas se identificaron como B, C y D. En la parcela B han pasado tres años después de la RTQ, correspondientes a dos años de cultivo y uno de descanso; en la parcela C han pasado cinco años después de la RTQ, de los cuales dos fueron

de cultivo y tres de descanso; y la parcela D tiene ocho años desde que se realizó la RTQ, dos de ellos de cultivo y los otros seis de descanso.

El segundo sitio se encuentra aproximadamente a 2.3 km al sureste del primer conjunto de parcelas (B, C, D) y corresponde a una parcela con vegetación secundaria que tiene más de 30 años sin ser derribada o quemada, identificada como A, con un área aproximada de 1680 m², orientación oeste y una pendiente media de 64.5%, se encuentra en las coordenadas 19°16'15" N y 101°17'46" O, con una altitud de 1660 m. En el **Cuadro 1** se resumen las condiciones de cada parcela de muestreo, en la **Figura 3** se muestran las condiciones de las parcelas.

Cuadro 1. Características generales de las parcelas observadas. En todas ellas el tipo de suelo es leptosol y la vegetación original fue bosque tropical caducifolio.

Parcela	Tiempo después de la quema (años)	Tiempo de descanso (años)	Uso anterior al descanso	Vegetación presente	Observaciones
B	3	1	Cultivo de maíz, pastoreo de ganado bovino.	Vegetación herbácea, acacias de porte arbustivo.	Durante los meses de enero a abril el ganado bovino pasta libremente, el rastrojo es sustraído en su totalidad para la alimentación del ganado.
C	5	3	Cultivo de maíz, pastoreo de ganado bovino.	Abundante presencia de tallos y hojas de teocintle en senescencia. Arbustos espinosos dispersos.	Alta densidad de material orgánico en la superficie. Durante los meses de enero a abril el ganado bovino pasta libremente.
D	8	6	Cultivo de maíz, pastoreo de ganado bovino.	Acacias de porte arbóreo de entre 2 m y 3 m de altura, intercaladas con árboles deciduos de porte bajo. Vegetación dispersa.	Durante los meses de enero a abril el ganado bovino pasta libremente.
A	>30	>30	Cultivo de maíz, pastoreo de ganado caprino y bovino.	Árboles deciduos, diámetro del tronco a la altura del pecho variable entre 15 y 25 cm.	Los dueños del predio aprovechan la leña de los árboles presentes. Hay ingreso no deseado ocasional de ganado bovino o caprino.

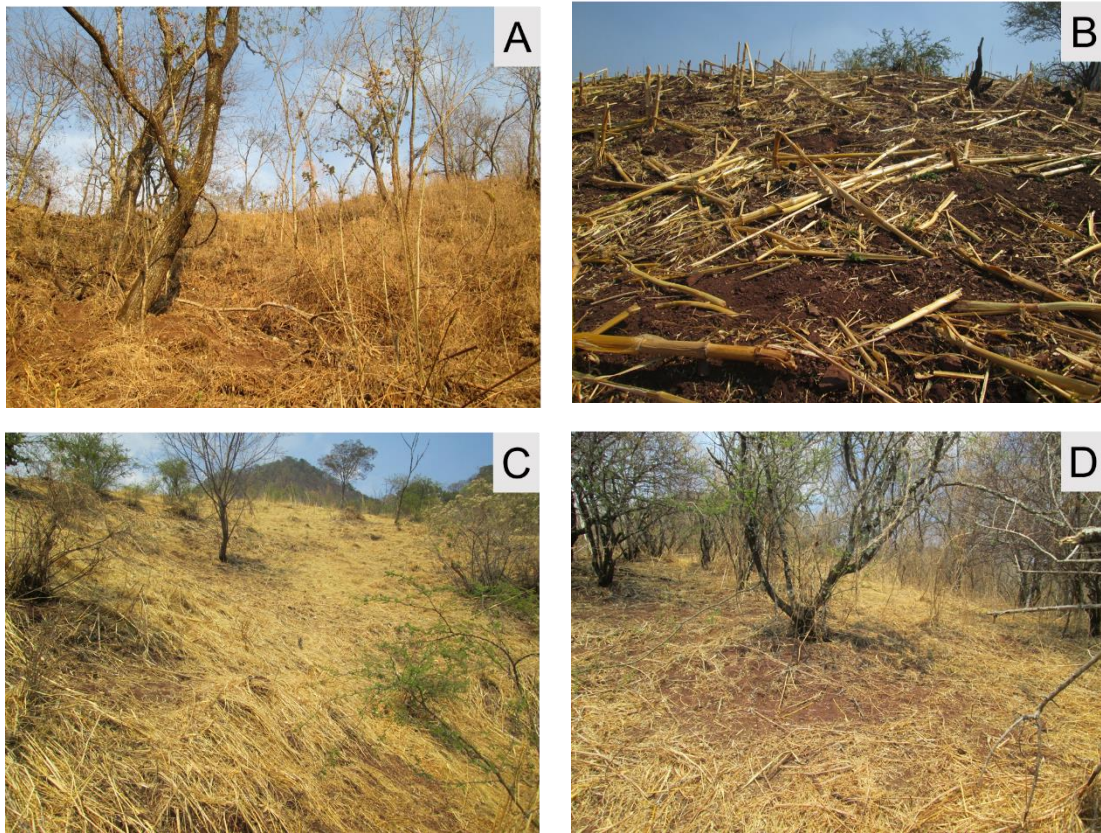


Figura 3. Parcelas de muestreo. A) >30 años de descanso, B) un año de descanso, C) tres años de descanso, D) seis años de descanso. En las parcelas con menos años de descanso se observó la presencia de vegetación espinosa, en la parcela con seis años de descanso se observó la vegetación espinosa intercalada con árboles caducifolios y en la parcela con más tiempo de descanso hubo únicamente árboles caducifolios y matorral no espinoso.

6.3 Muestreo de suelo

Se realizó un muestreo sistemático durante el mes de abril de 2017, con un total de nueve puntos de muestreo en cada parcela (A, B, C y D), procurando una distribución equitativa con respecto a la posición de la pendiente (**Figura 4**). De cada punto se tomó una muestra simple utilizando pala recta, a una profundidad de 0 a 15 cm, con un total de 36 muestras. Una vez colectadas se almacenaron a temperatura ambiente durante una semana antes de su análisis.

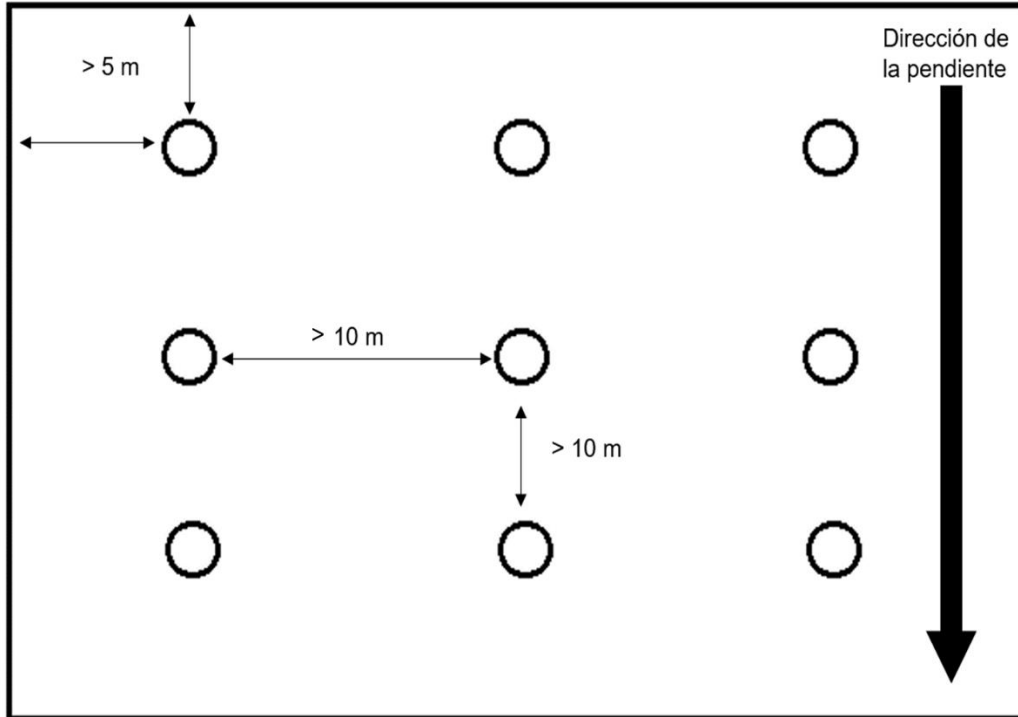


Figura 4. Esquema de muestreo. Cada punto representa el sitio específico de la toma de una muestra simple de suelo. Fueron tomadas al menos a cinco metros de los bordes en cada parcela. Se siguió un transecto horizontal de tres muestras por cada sección de la pendiente (alta, media y baja) procurando respetar la misma altitud en cada punto de muestreo y una distancia mínima de 10 m tanto horizontales como verticales, cubriendo un área aproximada de 900 m² en cada parcela.

Previamente a los análisis, se determinó la humedad al momento de muestreo. Las muestras se secaron a temperatura ambiente, tamizaron en malla calibre 10 y se homogeneizaron en una muestra compuesta, a partir de tres muestras simples de cada sección de la pendiente, es decir, que se obtuvieron tres muestras compuestas por parcela.

6.4 Análisis de las muestras de suelo

6.4.1 Determinaciones químicas y físicas

Para todas las muestras se realizaron determinaciones de materia orgánica (MO) total, por el método de Walkley y Black. Se siguió hasta la primera etapa el método de Meijboom *et al.* (1995), para separar dos fracciones de MO a partir de su densidad. Esto es, una vez tamizado el suelo sin secar en malla de calibre 10 (2

mm), se lavó cuidadosamente con agua corriente sobre una malla de calibre 100, desechando las partículas inferiores a 150 μm de diámetro. La parte sólida que quedó sobre la malla se depositó en un recipiente de 4 L de capacidad, el cual se llenó con agua corriente para dejar sedimentar la muestra por aproximadamente 3 min. La parte sobrenadante se separó del sedimento por decantación. Éste último paso se realizó tres veces, para asegurar la separación de la mayor parte de la fracción más ligera (FL) de MO, correspondiente a una densidad aproximada menor de $1\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. El material sedimentado se separó como fracción pesada (FP), compuesta por partículas minerales y de MO.

Ambas fracciones (FP y FL) se secaron en horno eléctrico a 60°C , hasta peso constante, se pesaron en seco y, posteriormente, se molieron y tamizaron en malla de calibre 100, para determinar sus contenidos de C orgánico total, mediante un analizador automático de C (solid sample combustion unit SSM-5000A, TOC-5050-A, Shimadzu Corp., Japón), y N total, por el método semi-micro Kjeldhal. Para ambas determinaciones, la fracción ligera de MO se manejó como muestra vegetal y la fracción pesada como muestra de suelo.

En todas las muestras se determinó el pH, con un potenciómetro en una solución 1:2 de suelo:agua. Para conocer el estado nutrimental del suelo se determinó el nitrógeno total, por el método de Kjeldhal; el nitrato (Singh 1988) y amonio (Baethgen y Alley 2008); y el P extraíble, por el método de Bray y Kurtz (1945).

Las características físicas determinadas fueron la densidad aparente (D_{ap}) por el método del terrón parafinado; textura, por el método de Bouyoucos modificado, esto es, separando las arenas a través de un tamiz calibre 30 (0.595 mm); capacidad de

campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP), por medio de membranas de presión.

6.4.2 Análisis de las comunidades microbianas

Para el estudio de las comunidades bacterianas heterotróficas se utilizó el enfoque de perfiles fisiológicos a nivel de comunidad (CLPP), contruidos a partir del desarrollo de color durante la incubación de muestras diluidas de suelo en placas BIOLOG-ECOPLATE™ por triplicado para cada sitio, con un total de 12 placas.

El funcionamiento de la técnica está basado en la reducción de tetrazolium y su cambio a color violeta, a partir de la actividad metabólica microbiana generada por el uso de distintas fuentes únicas de C (Garland y Mills, 1991; Kaffe-Abramovich y Steinberger, 2006), es decir, que el cambio de color en los pozos que conforman la placa está directamente relacionado con la actividad metabólica de los microorganismos y, por lo tanto, con su abundancia en el medio de desarrollo.

Una semana después de colectadas las muestras simples, se mezclaron y homogeneizaron para obtener tres muestras compuestas. Se pesaron 3.33 g de cada muestra, esta cantidad de suelo se incorporó en frascos con 30 mL de agua destilada, previamente esterilizada. Los frascos con la mezcla se agitaron a 150 rpm durante 30 min.

Posteriormente se realizaron diluciones hasta 10^{-3} . De esta última dilución se tomaron 150 μ L para inocular cada uno de los 96 pozos que contiene la placa BIOLOG-ECOPLATE™, con 31 fuentes distintas de carbono (**Cuadro 2**) por triplicado, y tres pozos con agua destilada como testigo.

Cuadro 2. Fuentes de C de la placa BIOLOG-ECOPLATE™

Grupo	Fuente de C
<i>Ácidos carboxílicos</i>	Ácido D-galactónico-γ-lactona
	Ácido D-galacturónico
	Ácido 2-hidroxi benzoico
	Ácido 4-hidroxi benzoico
	Ácido γ-hidroxi butírico
	Ácido D-glucosamínico
	Ácido itacónico
	Ácido α-ketobutírico
<i>Aminas y amidas</i>	Ácido D-málico
	Feniletilamina
<i>Aminoácidos</i>	Putrescina
	L-arginina
	L-asparagina
	L-fenilalanina
	L-serina
	L-treonina
	Ácido glicil-L-glutámico
<i>Carbohidratos</i>	β-metil-D-glucósido
	D-xilosa
	i-Eritritol
	D-Manitol
	N-Acetil-D-Glucosamina
	D-Celobiosa
	α-D-Lactosa
<i>Misceláneos</i>	Ácido pirúvico metil éster
	Glucosa-1-fosfato
	D,L-α-glicerol fosfato
<i>Polímeros</i>	Tween 40
	Tween 80
	α-ciclodextrina
	Glucógeno

Una vez inoculadas las placas, se procedió a incubarlas a 28 °C durante 96 h, se realizó una lectura cada 24 h en espectrofotómetro Synergy2 (marca Biotek) y análisis de datos con el uso del software Gen5 Microplate Reader (Biotek, Versión 5.1), a una longitud de onda de 590 nm.

El promedio de la respuesta metabólica (RM), también llamado desarrollo promedio de color (AWCD por sus siglas en inglés), se calculó por fuente de carbono mediante la fórmula:

$$AWCD = \sum_{i=1}^s \frac{(DO_i - DO_c)}{n}$$

Donde DO_i es la densidad óptica promedio de la muestra, DO_c la densidad óptica promedio del control (agua destilada), y n el número de fuentes de carbono (31). Las DO_i se utilizaron para obtener la abundancia relativa por grupo funcional (p_i) con la fórmula:

$$p_i = n_i / N$$

Donde n_i es la DO de la fuente de carbono i y N es la sumatoria de todas las DO_i . A partir de estos datos, se calculó el índice de Shannon (H') de la siguiente manera:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Donde S es el número de fuentes de C por tipo de actividad metabólica. Para ácidos carboxílicos es nueve, aminas y amidas dos, aminoácidos seis, carbohidratos siete, misceláneos tres y polímeros cuatro.

En resumen, se partió de la medición indirecta de la actividad metabólica por medio del desarrollo de color en la placa (AWCD), para obtener un índice de diversidad de Shannon (H') para cada parcela.

Se realizó el conteo, en cajas Petri, de las unidades formadoras de colonias (UFC) presentes en el suelo de las parcelas. Se prepararon los medios de cultivo de agar nutritivo (AN), Rennie (R) y papa-dextrosa-agar con rosa de bengala (PDA), para bacterias totales (Bt), bacterias fijadoras de nitrógeno (Bfn) y hongos totales (Ht), respectivamente.

Se prepararon tres muestras compuestas de suelo por cada parcela. Por cada muestra se realizó una dilución de 10^{-1} en agua destilada estéril, la cual se agitó durante 30 min a 150 rpm. Posteriormente, se realizaron las diluciones de 10^{-2} a 10^{-6} de cada muestra.

Se inocularon cajas Petri, por triplicado, con 1 mL de las diluciones 10^{-5} y 10^{-6} para Bt, 10^{-3} y 10^{-4} para Bfn y 10^{-2} y 10^{-3} para Ht. Estas se incubaron a 28°C durante 24 h, en seguida se cuantificaron visualmente las UFC.

6.5 Análisis estadísticos

Para analizar las variables observadas (MO, AWCD, H', estado nutrimental y UFC) en función del tiempo (t) de descanso en años, se utilizó el software libre R. Para verificar la normalidad de los conjuntos de datos se empleó la prueba de chi cuadrada a partir del comando *pearson.test* de la librería *nortets*. Se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) con el comando *aov* de la librería básica, cuando el ANOVA indicó diferencia significativa en al menos una de las medias se realizó la comparación de medias a partir de la prueba de Tukey, con el comando *HSD.test* de la librería *agricolae* con $\alpha = 0.05$.

7 Resultados y discusión

7.1 Propiedades físicas del suelo

Las variables físicas determinadas en los cuatro sitios de muestreo (Dap, CC, PMP) no tuvieron diferencias significativas (**Cuadro 3**), lo que se explica por la ausencia de laboreo. Alegre y Cassel (1996) mencionan que cuando se realiza algún tipo de práctica cultural, como el uso de arado o cincel, se afecta la estructura y densidad aparente del suelo, a diferencia de cuando se realiza únicamente RTQ.

Estos resultados concuerdan con lo hallado por Medeiros *et al.* (2017), quienes tampoco observaron diferencias en variables físicas en una profundidad de 5 a 10 cm en estados de sucesión de 15, 30 y 50 años en un bosque tropical seco del norte de Brasil; aunque sí encontraron mejoras en las propiedades químicas con los tiempos de descanso más largos, especialmente en las capas más superficiales del suelo.

Que no se hayan presentado cambios significativos en las propiedades físicas del suelo no significa que no exista un impacto negativo en este. La quema deja expuesta una mayor superficie de escurrimiento que favorece la erosión hídrica y eólica, sobre todo en los primeros años de cultivo antes del inicio del descanso (dos Santos *et al.*, 2017). Esta es la razón principal por la que se presentan grandes pérdidas de suelo y, por ende, nutrimentos después de la quema (Giardina *et al.*, 2000b).

Lo anterior se ha documentado ampliamente después de incendios forestales. Los efectos se manifiestan con la pérdida de la cubierta vegetal, reducción de la

infiltración y aumento en la erosión hídrica (Kong *et al.*, 2018; Wilson *et al.*, 2018; Fernández *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2019).

La baja humedad disponible en el suelo (**Cuadro 3**) acentúa la fuerte estacionalidad de la zona con respecto a la precipitación (Rzedowski, 2006), y es una restricción importante durante la temporada de crecimiento (Maass *et al.*, 2005), que es de junio a septiembre.

Cuadro 3. Propiedades físicas evaluadas con respecto al tiempo de descanso en suelos leptosoles donde la vegetación original fue bosque tropical caducifolio.

Tiempo después de la quema (años)	Tiempo de descanso (años)	Textura dominante	Capacidad de campo – CC (%)	Punto de marchitez permanente – PMP (%)	Humedad aprovechable (CC-PMP, %)	Humedad al momento del muestreo (%)	Densidad aparente – Dap (Mg·m ⁻³)
3	1	Migajón limoso	24.4	18.8	5.6	4.0	1.54
5	3	Arcillo limoso	25.6	20.7	4.9	6.6	1.57
8	6	Franco	22.1	16.9	5.2	3.9	1.58
>30	>30	Migajón limoso	25.5	20.6	4.9	7.8	1.52

Aunque no se realizaron pruebas de la velocidad de infiltración del agua, los propietarios de las parcelas mencionan que el agua en esos suelos se drena con rapidez, condición propia de los suelos Leptosoles (WRB, 2015), además de ser suelos poco desarrollados y someros (Gómez-Vasconcelos *et al.*, 2015).

7.2 Estado nutrimental del suelo

El contenido de N y P no presentó diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($\alpha < 0.05$), con excepción de la concentración de nitrato, que fue mayor sólo con un descanso de más de 30 años (**Cuadro 4**).

Cuadro 4. Concentración de nutrimentos en el suelo con respecto al tiempo de descanso de la tierra. Los contenidos son, en general, deficientes desde una perspectiva productiva.

Tiempo después de la quema (años)	Tiempo de descanso (años)	Nt (%)	P (mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg·kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg·kg ⁻¹)
3	1	0.16 a	39.7 a	46.7 b	37.3 a
5	3	0.15 a	36.5 a	28.0 b	23.3 a
8	6	0.18 a	36.1 a	65.3 ab	42.0 a
>30	>30	0.18 a	21.6 a	144.7 a	65.3 a

Se muestran los valores promedio. Las letras denotan diferencia significativa entre los valores (Tukey, $\alpha = 0.05$).

La concentración de fósforo extraíble, nitrato y amonio presentó valores bajos. Al observar el comportamiento de estos nutrimentos a través del tiempo de descanso (**Figura 5**), un decremento notorio se presenta en la parcela C (un año de descanso), con respecto a la parcela B (tres años de descanso) y posteriormente un nuevo incremento en la parcela D (seis años de descanso), presentando el valor mayor en la parcela A (> 30 años de descanso).

La concentración de nitrato se mantiene con valores similares desde el primer año de descanso (B) y hasta ocho años después de la quema (D). En el caso del amonio, hasta más de 30 años de descanso (A).

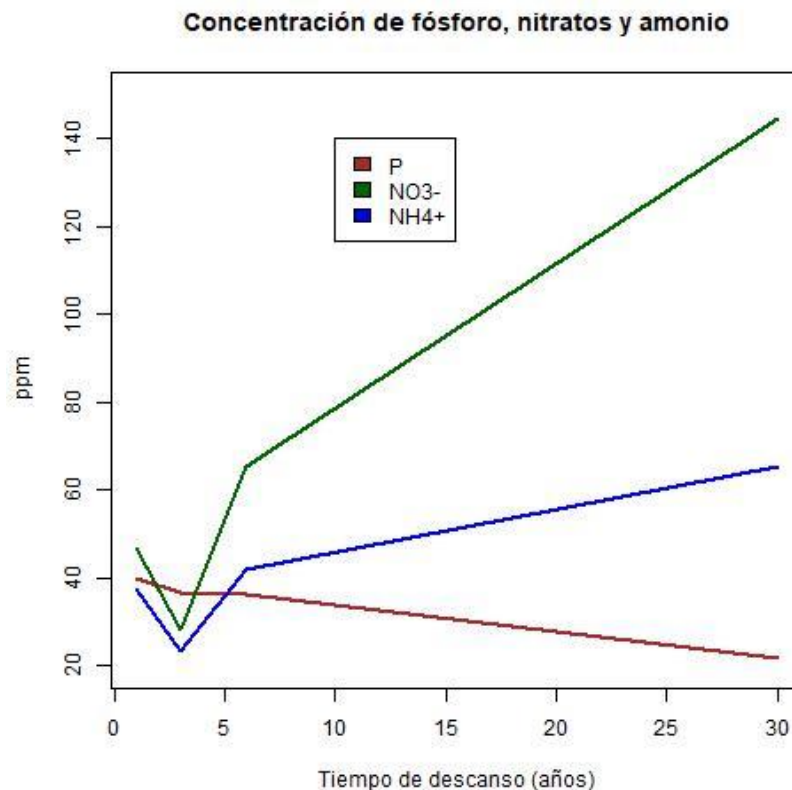


Figura 5. Concentración de fósforo extraíble (P), nitrato (NO₃⁻) y amonio (NH₄⁺) en función del tiempo de descanso del terreno. Los valores, en general corresponden a un suelo pobre en nutrientes desde el punto de vista agrícola.

En los primeros años después de la quema se esperaría un descenso abrupto de las formas disponibles de N por la quema misma y por consecuencia de la erosión superficial. Este descenso no se presentó probablemente por el efecto de la fertilización con sulfato de amonio; actividad comúnmente realizada por los productores durante los dos ciclos de cultivo consecutivos previos al descanso.

A pesar de la mineralización de las formas orgánicas del N auspiciada por la quema, las pérdidas por volatilización resultan en un balance negativo para este elemento (Giardina *et al.*, 2000a), pero la fertilización compensa estas pérdidas.

En el caso del P, los niveles también se mantuvieron similares en los tiempos de descanso evaluados. La mayor presencia de P inmediatamente después de la quema se puede explicar por el aumento de la temperatura del suelo, lo que favorece la mineralización del P orgánico (Giardina *et al.*, 2000b) y libera los fosfatos ocluidos en los agregados del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2011).

Los efectos de la quema en el contenido de P disponible pueden ser drásticos en los primeros años y un equilibrio en años subsecuentes de descanso, principalmente provocados por el establecimiento de la vegetación natural y el restablecimiento de los ciclos biogeoquímicos (Moya *et al.*, 2018).

7.3 Materia orgánica y pH

De las propiedades valoradas, la MO y el pH mantuvieron una tendencia creciente en función del tiempo de descanso. En cuanto al contenido de MO de baja densidad (FL), no se observó una tendencia clara, y su relación carbono:nitrógeno (C:N) se mantuvo constante en los distintos tiempos de descanso evaluados. Los índices de Shannon (H') tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) solo entre las condiciones más contrastantes, es decir, la comparación entre un año de descanso y más de 30 años de descanso (B y A, respectivamente). Los valores de H' fueron, en general, elevados. Los resultados se resumen en el **Cuadro 5**.

Cuadro 5. Variables químicas y microbiológicas. Los valores encontrados en la parcela con más de 30 años de descanso son la referencia de un suelo recuperado.

Tiempo después de la quema (años)	Tiempo de descanso (años)	Contenido de MO (%)	Reacción del suelo (pH)	Fracción ligera de MO – FL (%)	Relación carbono:nitrógeno de la FL (C:N)
3	1	4.3 ab	6.05 c	0.44 a	23.55 a

5	3	4.5 ab	6.43 ab	0.20 a	21.53 a
8	6	3.3 b	6.23 bc	0.42 a	21.49 a
>30	>30	6.1 a	6.58 a	0.56 a	23.26 a

Se muestran los valores promedio. Las letras denotan diferencia significativa entre los valores (Tukey, $\alpha = 0.05$).

El pH fue distinto de forma significativa para los sitios con >30 años de descanso (A) y con un año de descanso (B); fue más próximo a la neutralidad en la parcela más descansada (A) y ligeramente ácido en el sitio más recientemente cultivado (B).

Esto contrasta con el hecho de que la ceniza producida por la quema tiende a alcalinizar el suelo (Giardina *et al.*, 2000a; Urretavizcaya, 2010), sin embargo, este efecto es inmediato al evento fuego y los suelos del sitio son de origen volcánico, más tendientes a la acidez (Gómez-Vasconcelos *et al.*, 2015). La fertilización química realizada por el productor, a base de sulfato de amonio, puede tener cierto efecto en la acidificación del suelo.

En este estudio no se encontró correlación una correspondencia entre el tiempo de descanso y el contenido de MO. Este último fue mayor en la parcela con más tiempo de descanso, con diferencia significativa ($p < 0.05$) solo con respecto al sitio con seis años de descanso. Medeiros *et al.* (2017) reportan un incremento significativo de carbono orgánico del suelo en los sitios con mayor tiempo de regeneración natural en un área tropical seca. Kotto-Same *et al.* (1997) encontraron una fuerte correlación lineal positiva entre el tiempo de descanso y el carbono total del sistema en un área tropical húmeda.

La biomasa de la hojarasca en los bosques tropicales secos no es tanta, comparada con la producida en áreas de trópico húmedo, aun así representa un reservorio significativo en el reciclaje del carbono y otros nutrientes (Amorim *et al.*, 2014). No obstante, el suministro más importante de carbono proviene de la constante regeneración de las raíces finas.

Este fenómeno fue descrito por Castellanos *et al.* (2001), quienes señalan que el tiempo medio de residencia de las raíces finas es menor que el de otros residuos vegetales, es decir, su mineralización es más acelerada, incorporándose más pronto al suelo y pueden tener aportes de biomasa vegetal importantes en condiciones naturales.

Con respecto a las parcelas con uno y tres años de descanso, en la primera se cosechó maíz y en la segunda se presentó una cobertura casi total de teocintle (gramínea). Lo anterior podría explicar el menor contenido de materia orgánica en la parcela con seis años de descanso, donde la vegetación es más dispersa.

7.4 Microorganismos del suelo

7.4.1 Diversidad bacteriana en función del tiempo de descanso

El desarrollo promedio de color (AWCD) en las placas BIOLOG-ECOPLATE™, como indicador de la actividad metabólica de las bacterias herterotróficas, tuvo un comportamiento logarítmico. El AWCD se estabilizó conforme pasaron los días de incubación. Para el cálculo de los índices de Shannon (H') se consideraron las lecturas realizadas 96 h después de la inoculación, que corresponden a un desarrollo de color más estabilizado (**Figura 7**).

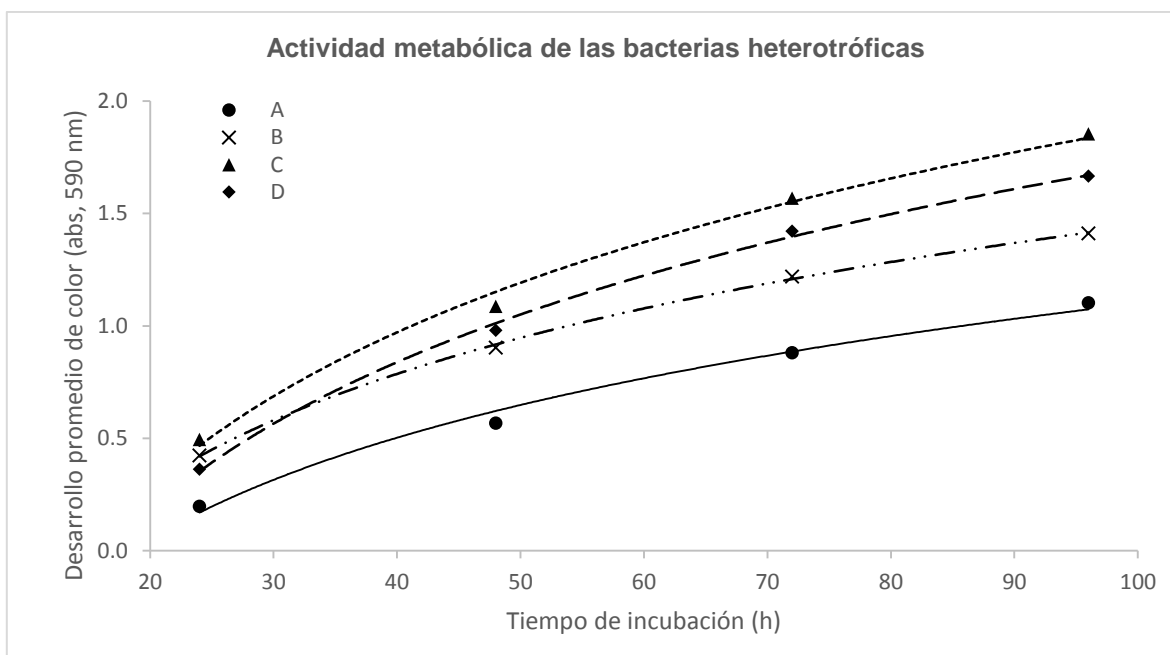


Figura 7. Actividad metabólica de las comunidades de bacterias, medida a partir del desarrollo de color en los pozos de la placa BIOLOG-ECOPLATE™. La mayor actividad se presentó en el suelo de la parcela C, con tres años de descanso. Contrario a lo esperado, en el suelo de la parcela con más tiempo de descanso (> 30 años) hubo menor actividad al momento de realizar las lecturas durante todo el periodo de incubación.

La diversidad funcional bacteriana, estimada a partir del índice de Shannon (H'), se mantuvo constante en las cuatro parcelas (**Cuadro 6**). Esto confirma la resiliencia de las comunidades microbianas, que se puede explicar por su homeostasis estequiométrica (Spohn, 2016) y la posible redundancia de especies dentro de las poblaciones (Zamora *et al.*, 2012).

Cuadro 6. Actividad metabólica bacteriana estimada a partir del desarrollo de color en los pozos de las placas BIOLOG-ECOPLATE™ e índice de Shannon (H') calculado por periodo de descanso.

Tiempo después de la quema (años)	Tiempo de descanso (años)	Actividad metabólica (AWCD-abs 590nm)	Índice de diversidad de Shannon (H')
3	1	1.412 ab	3.32 bc
5	3	1.855 a	3.36 a
8	6	1.667 a	3.34 ab
>30	>30	1.104 c	3.29 c

Se muestran los valores promedio. Las letras denotan diferencia significativa entre los valores (Tukey, $\alpha = 0.05$).

Los valores de H' en las parcelas con distinto tiempo de descanso fueron en general elevados (**Figura 8**) comparados con otros reportes (Arteaga-Garibay *et al.*, 2016; WingChing-Jones y Uribe, 2016), superando las tres unidades, indicio de la diversidad biológica presente en los bosques tropicales y subtropicales, tanto en la superficie del suelo como debajo de ella (Sharmah y Jha, 2014).

En contra de la hipótesis propuesta, la diversidad funcional no estuvo correlacionada con el tiempo de descanso ni con el contenido de MO. El valor de H' presentó diferencias significativas entre la parcela con más de 30 años de descanso y las parcelas con tres y seis años de descanso, siendo mayor en estas últimas. La actividad metabólica fue menor en la parcela con mayor tiempo de descanso y presentó diferencia significativa con las tres parcelas de menor tiempo de descanso.

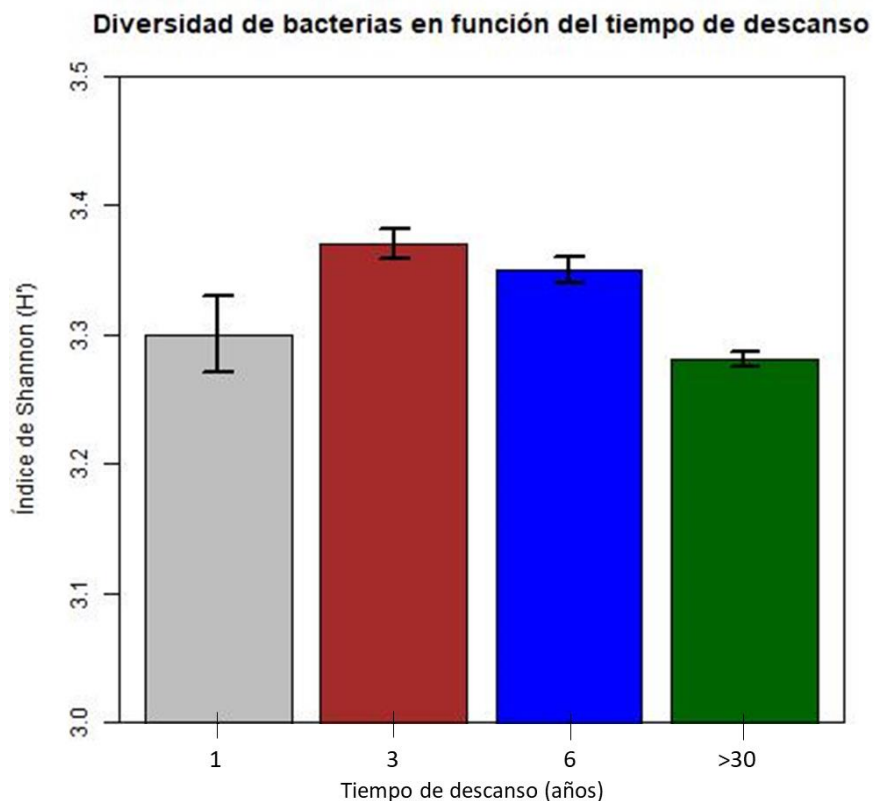


Figura 8. Diversidad funcional bacteriana expresada por H' , en función del tiempo de descanso. No se observa alguna correlación o tendencia entre ambas variables, excepto por una disminución de la diversidad de bacterias a partir de los tres años de descanso, con el valor más bajo de H' a los 30 años de descanso. Las líneas sobre las barras representan la desviación estándar.

Debido a la estrecha correlación que existe entre la actividad metabólica y el índice de diversidad (H'), los resultados mostraron la misma tendencia para ambas variables: tres años de descanso > seis años de descanso > un año de descanso > más de 30 años de descanso.

Arteaga-Garibay *et al.* (2016) reportan mayor actividad microbiana en el suelo de la rizosfera de dos razas de maíz en la etapa inicial y final del cultivo, indicando que los hechos que pudieron incentivarla son: el contenido de carbono orgánico en los residuos de la cosecha anterior y la mayor producción de exudados radiculares en las últimas semanas del ciclo.

Lo anterior puede explicar por qué en la parcela con menos descanso, o más recientemente cultivada, el índice de diversidad mantiene un valor elevado y sin diferencia estadística con la que tiene más tiempo de descanso.

En el caso de la parcela con tres años de descanso, aunque su contenido de MO no tuvo diferencia significativa con el contenido de MO de la parcela con menos tiempo de descanso, la diversidad funcional de bacterias (H') sí la tuvo, presentando un valor más alto en la parcela con tres años de descanso, lo que confirma la independencia entre contenido de MO y H' en el área de estudio.

Se sabe que la presencia de vegetación influye en la diversificación de las fuentes de carbono para los microorganismos, mediante la distribución de fotosintatos (Revillini *et al.*, 2016), por lo que la mayor diversidad en la parcela con tres años de

descanso se debe posiblemente a la alta densidad de teocintle, presente de manera natural durante la temporada lluviosa, que provee el hábitat para microorganismos endófitos y del suelo (Johnston-Monje y Raizada, 2011), algunos de ellos fijadores de nitrógeno, como *Azospirillum* y *Klebsiella* (Carcaño-Montiel *et al.*, 2006).

Johnston-Monje y Raizada (2011) mencionan que los exudados producidos por las raíces de maíz y teocintle contribuyen a mejorar la microbiota del suelo y que algunos de los microbios endófitos presentes en sus raíces son capaces de emigrar hacia la rizosfera circundante y colonizarla, lo que sugiere un aporte directo de microorganismos al suelo.

7.4.2 Actividad de bacterias por tipo de fuente de carbono

La actividad metabólica microbiana se calculó con base en el uso de seis grupos de fuentes de carbono: 1) ácidos carboxílicos, 2) aminas y amidas, 3) aminoácidos, 4) carbohidratos, 5) misceláneos y 6) polímeros (**Cuadro 7**).

Cuadro 7. Actividad metabólica de las bacterias del suelo, expresada por el uso de seis fuentes de carbono distintas, medido a partir de la producción de color en las placas BIOLOG-ECOPLATE™.

Tiempo de descanso (años)	Ácidos carboxílicos	Aminas/Amidas	Aminoácidos	Carbohidratos	Misceláneos	Polímeros
<i>Absorbancia (590 nm)</i>						
1	1.21 ab	0.67 a	1.11 b	1.34 a	0.80 a	1.43 a
3	1.75 a	2.23 a	1.83 a	1.90 a	1.62 a	2.05 a
6	1.57 ab	1.76 a	1.63 ab	1.72 a	1.32 a	2.06 a
>30	0.95 b	1.00 a	1.14 b	1.25 a	0.90 a	1.35 a

Se muestran los valores promedio. Las letras denotan diferencia significativa entre los valores (Tukey, $\alpha = 0.05$).

El consumo aminas/amidas, carbohidratos, misceláneos y polímeros no presentó diferencias significativas entre los distintos tiempos de descanso del terreno,

mientras que el uso de ácidos carboxílicos fue significativamente distinto ($p < 0.05$) para la parcela con tres años de descanso y la que tiene más de 30 años de descanso, siendo más alto en la primera.

Con esto, se puede inferir que las bacterias que utilizan ácidos carboxílicos como fuentes de carbono fueron determinantes para que la diversidad (H') fuese mayor en la parcela con tres años de descanso. No obstante, comparando el mismo par de parcelas, se observa una tendencia de mayor actividad en todas las fuentes de carbono utilizadas (**Figura 9**).

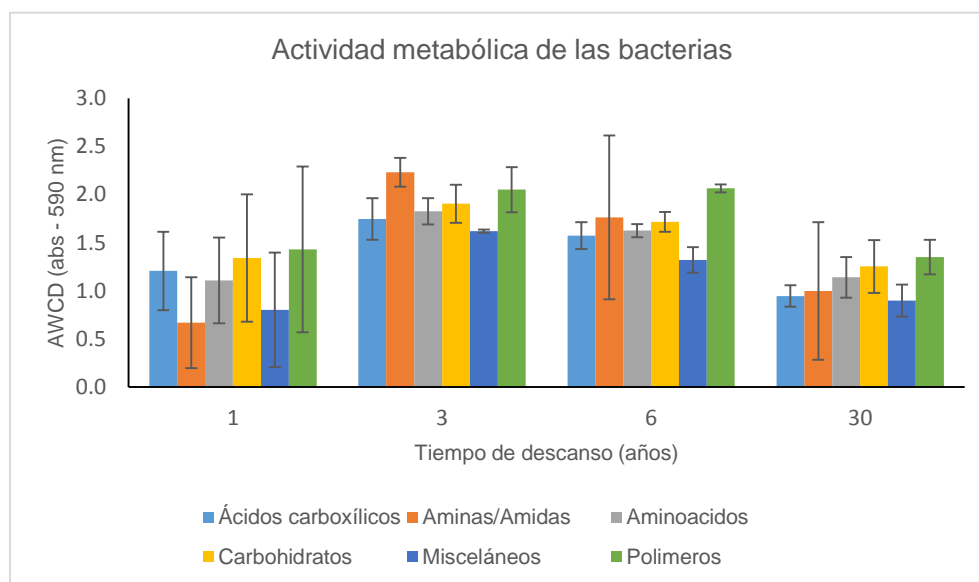


Figura 9. Actividad metabólica de las bacterias del suelo por fuente de carbono utilizada, se reportan las lecturas de absorbancia a las 96 h de incubación. Las barras representan la desviación estándar.

La actividad de las bacterias en aminoácidos no presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el suelo de las parcelas con tres y seis años de descanso, ni entre el suelo de las parcelas con uno y 30 años de descanso, pero sí lo fue entre el suelo de la parcela con un año de descanso y las que tienen tres y seis años de descanso.

De la misma manera, la actividad de las bacterias en aminoácidos presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el suelo de la parcela con 30 años de descanso y el suelo de las parcelas con tres y seis años de descanso.

7.4.3 Conteo de microorganismos totales

El análisis de varianza no mostró la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) en la cantidad de UFC de Bt, Bfn y Ht para todos los tiempos de descanso (**Cuadro 8**).

La cantidad de UFC de Bt fue mucho mayor que la de Ht, mientras que las Bfn se mantuvieron en niveles altos, estando presentes en todas las parcelas y sin diferencia significativa ($p < 0.05$) con respecto a Bt.

Cuadro 8. Presencia de UFC en parcelas con distinto tiempo de descanso después de la RTQ. Los conteos se realizaron en cajas Petri después de 24 h de inoculación.

Tiempo de descanso (años)	Bacterias totales (Bt)	Bacterias fijadoras de nitrógeno (Bfn)	Hongos totales (Ht)
	<i>UFC x 10⁴</i>		<i>UFC x 10²</i>
1	38.9	42.2	12.33
3	73.9	43.7	40.67
6	60.0	64.3	43.00
>30	27.8	28.6	10.89

No se presentó una correlación clara entre la diversidad bacteriana (H') y la cantidad de UFC presentes en las parcelas. No obstante, la tendencia fue que mientras más alto fue el valor de H' , también fue más elevado el número de UFC de Bt y Bfn.

8 Conclusiones y recomendaciones

La RTQ no es una práctica perjudicial en sí misma. A través de ella miles de personas han subsistido en los trópicos alrededor del mundo, sin embargo, factores externos han influenciado sobre estos sistemas, de tal forma que su dinámica actual resulta en el deterioro del suelo, debido a la reducción de los tiempos de descanso y la incorporación de tecnologías convencionales, como los fertilizantes comerciales y los herbicidas, los cuales limitan la diversidad agrícola.

Las comunidades microbianas (bacterias heterotróficas) del suelo se encuentran íntimamente relacionadas con las fuentes de carbono disponibles, por lo tanto son configuradas por el efecto de la quema y el restablecimiento natural de la vegetación en el sistema.

Se confirmó la resiliencia de las bacterias heterotróficas del suelo en el sistema de RTQ, pues se encontraron niveles similares de diversidad funcional (H') en el suelo de parcelas con uno, tres, seis y más de 30 años de descanso. Esto demostró que, para el área de estudio, la diversidad fue independiente del tiempo de descanso, e inclusive con una tendencia a la baja si no se considera la parcela con un año de descanso.

A partir de las condiciones de campo en las parcelas, se puede sugerir que el tipo y distribución de la vegetación fueron los factores clave para la configuración de las comunidades microbianas, como lo verificaron Lõhmus *et al.* (2006) y Arteaga-Garibay *et al.* (2016). Sin embargo, en este estudio no se obtuvo la información necesaria para realizar el análisis correspondiente. Para verificar esta información se recomienda tener información empírica sobre: 1) tipo de vegetación presente

(familias y especies), 2) biomasa producida por dicha vegetación y 3) exudados producidos por las especies vegetales del sistema.

De la misma manera es recomendable un análisis de la calidad de la MO, concretamente el contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa, para analizar la relación que tienen estas propiedades con las propiedades microbiológicas en el sistema de RTQ estudiado.

Los puntos de referencia para considerar que el suelo ha recuperado su salud o calidad deberían ser las áreas con vegetación natural o, en su defecto, aquellas donde exista vegetación secundaria en una condición lo más próxima posible al estado original.

Tener la información antes descrita es de utilidad práctica cuando se pretende realizar algún tipo de manejo durante el periodo de descanso, por ejemplo, la adición de fuentes de C orgánico que estimulen el reciclaje de nutrientes, al favorecer el desarrollo de los microorganismos (Giardina *et al.*, 2000; Filho *et al.*, 2013; Amorim *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2017; Manjunath *et al.*, 2018).

La incorporación de nuevas especies vegetales al sistema podría favorecer la recuperación de la calidad del suelo, como lo reportan Ndour *et al.* (2008), con lo que la reducción de los periodos de descanso tendría un efecto menos perjudicial sobre la productividad final.

Existen prácticas agrícolas alternativas como el sistema milpa intercalada con árboles frutales (MIAF), los potreros diversificados, la agroforestería e incluso las que simplemente suprimen la quema del sistema itinerante de RTQ que han

demostrado tener un efecto benéfico sobre la calidad del suelo y la diversidad productiva (Cuanalo y Uicab-Covoh, 2005; Gay-des-Combes *et al.*, 2017), son prácticas adaptables a zonas agrestes y marginadas en el sentido geográfico, social y económico. El uso de estas técnicas es recomendable siempre y cuando se pueda comprobar de manera empírica que se adaptan al ecosistema del bosque tropical caducifolio.

9 Literatura citada

- Alegre, J. C. & D. K. Cassel. 1996. Dynamics of soil physical properties under alternative systems to slash-and-burn. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 58:39–48.
- Allen, E. B., E. Rincón, F. M. Allen, A. Pérez-Jimenez & P. Huante. 1998. Disturbance and seasonal dynamics of mycorrhizae in a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 30:261–274.
- Amorim, L. B., I. H. Salcedo, F. G. C. Pareyn & I. A. Alvarez. 2014. Assessment of nutrient returns in a tropical dry forest after clear-cut without burning. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 100:333–343.
- Arteaga-Garibay, R. I., M. M. Gómez-Estrada, M. D. Martínez-Peña & J. D. Cadena-Zamudio. 2016. Diversidad metabólica funcional de comunidades microbianas asociadas a suelo rizosférico de maíz (*Zea mays* L.) razas Amarillo-zamorano y Jala. *Agroproductividad* 9:87–91. Disponible en: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fap&AN=118231769&site=ehost-live>.
- Baethgen, W. E., Alley, M. M. 2008. A manual colorimetric procedure for measuring ammonium nitrogen in soil and plant Kjeldahl digests. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 20: 961-969.
- Bardgett, R. 2005. *The biology of soil: a community and ecosystem approach*. Oxford University Press. United Kingdom.
- Bastida, F., A. Zsolnay, T. Hernández & C. García. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147:159–171.
- Bray, R. H. & L. T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59:39-45.

- Cantú, M. P., A. Becker, J. C. Bedano & H. F. Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 25:173–178.
- Carcaño-Montiel, M. G., R. Ferrera-Cerrato, J. Pérez-Moreno, J. D. Molina-Galán & B. Yoav. 2006. Actividad nitrogenasa, producción de fitohormonas, sideróforos y antibiosis en cepas de *Azospirillum* y *Klebsiella* aisladas de maíz y teocintle. *Terra Latinoamericana* 24:493–502. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57324407>.
- Castellanos, J., V. J. Jaramillo, R. L. Sanford Jr. & J. B. Kauffman. 2001. Slash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in Mexico. *Forest Ecology and Management* 148:41–50.
- Di Ciocco, C. A., R. V. Sandler, L. B. Falco & C. E. Coviella. 2014. Actividad microbiológica de un suelo sometido a distintos usos y su relación con variables físico- químicas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 46:73–85.
- Clarke, W. C. 1976. Maintenance of agriculture and human habitats within the tropical forest ecosystem. *Human Ecology* 4:247–259.
- Cochet, H. 2001. Agricultura de tumba y quema, ganadería extensiva y degradación ambiental en la Sierra Madre del Sur (Sierra de Coalcomán, Michoacán). In: Hernández, L. (ed.) *Historia ambiental de la ganadería en México*. México: Instituto de Ecología. pp. 114–122.
- Cuanalo, H. E. & R. A. Uicab-Covoh. 2005. Investigación participativa en la milpa sin quema. *Terra Latinoamericana* 23:587–597.
- Doran, J. W. & M. Safley. 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, C. E., B. M. Doube & V. V. S. R. Gupta (eds). *Biological indicators of soil health*. CAB International. United Kingdom. pp. 1–28.
- Doran, J. W. & M. R. Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15:3–11.
- Eastmond, A. & B. Faust. 2006. Farmers, fires, and forests: A green alternative to shifting cultivation for conservation of the Maya forest? *Landscape and Urban Planning* 74:267–284.
- Escalante-Lozada, A., G. Gosset-Lagarda, A. Martínez-Jiménez & F. Bolívar-Zapata. 2004. Diversidad bacteriana del suelo: Métodos de estudio no dependientes del cultivo microbiano e implicaciones biotecnológicas. *Agrociencia* 38:583–592.

- Fernández, C., T. Fontúrbel & J. A. Vega. 2019. Effects of pre-fire site preparation and post-fire erosion barriers on soil erosion after a wildfire in NW Spain. *Catena* 172:691–698.
- Ferreras, L., S. Toresani, B. Bonel, E. Fernández, S. Bacigaluppo, V. Faggioli & C. Beltrán. 2009. Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Suelo (Argentina)* 27:103–114.
- Filho, A. A. R., C. Adams & R. S. S. Murrieta. 2013. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 8:693–727.
- Fregoso, T. L. E. 2008. Cambios en las características químicas y microbiológicas de un vertisol inducidos por sistemas de labranza de conservación. *Terra Latinoamericana* 26:161–170.
- Fujisaka, S., L. Hurtado & R. Uribe. 1996. A working classification of slash-and-burn agricultural systems. *Agroforestry Systems* 34:151–169.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5a ed. *Instituto de Geografía - Universidad Nacional Autónoma de México*, México. 90 p.
- Garland, J. L. & A. L. Mills. 1991. Classification and characterisation of heterotrophic microbial communities on the basis of pattern of community-level sole-carbon-source utilization. *Applied and environmental microbiology* 57:2351–2359.
- Gavito, M. E., D. Pérez-Castillo, C. F. González-Monterrubio, T. Vieyra-Hernández & M. Martínez-Trujillo. 2008. High compatibility between arbuscular mycorrhizal fungal communities and seedlings of different land use types in a tropical dry ecosystem. *Mycorrhiza* 19:47–60.
- Gay-des-Combes, J. M., C. Sanz C., B. J. Maria R., V. E. Jules J., R. T. Edmund M., M. S. Arif, L. Falquet, E. Frossard & A. Buttler. 2017. Tropical soils degraded by slash-and-burn cultivation can be recultivated when amended with ashes and compost. *Ecology and Evolution* 7:5378–5388.
- Giardina, C. P., R. L. Sanford Jr., I. C. Dockersmith & V. J. Jaramillo. 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant and Soil* 220:247–260.
- Giardina, C. P., R. L. Sandford Jr. & I. C. Dockersmith. 2000. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of America Journal* 64:399–405.

- Ginebra A., M., M. Rodríguez A., B. Calero M., D. Ponce de León & L. Font V. 2015. Carbono lábil como un indicador de cambios en dos suelos bajo diferentes usos. *Cultivos Tropicales* 36:64–70.
- Gómez-Vasconcelos, M. G., U. Oros P., V. H. Garduño M. & V. M. Hernandez-Madriral. 2015. La Caldera de Villa Madero: vulcanismo explosivo del cuaternario en el borde sureste del campo volcánico Michoacán-Guanajuato Martha. *Ciencia Nicolaita* 65:12–35.
- González-Pérez, J. A., F. J. González-Vila, G. Almendros & H. Knicker. 2004. The effect of fire on soil organic matter - A review. *Environment International* 30:855–870.
- Guadarrama, P., S. Castillo-Argüello, J. A. Ramos-Zapata, S. L. Camargo-Ricalde & J. Álvarez-Sánchez. 2008. Propagules of arbuscular mycorrhizal fungi in a secondary dry forest of Oaxaca, Mexico. *Tropical Biology* 56:269–277.
- Hernández X., E. 1988. La agricultura tradicional en México. *Comercio Exterior* 38:673–678.
- IUSS Working Group WRB. 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014: Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos, Actualización 2015 *Informes sobre recursos mundiales de suelos*. Disponible en: <http://www.fao.org>.
- Jackson, L. E., F. J. Calderón, K. L. Steenwerth, K. M. Scow & D. E. Rolston. 2003. Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. *Geoderma* 114:305–317.
- Jaurixje, M., D. Torres, B. Mendoza, M. Henríquez & J. Contreras. 2013. Propiedades físicas y químicas del suelo y su relación con la actividad biológica bajo diferentes manejos en la zona de Quíbor, Estado Lara. *Bioagro* 25:47–56.
- Johnston-Monje, D. & M. N. Raizada. 2011. Conservation and Diversity of Seed Associated Endophytes in Zea across Boundaries of Evolution , Ethnography and Ecology. *Plos one* 6.
- Juo, A. S. R. & A. Manu. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58:49–60.
- Kaffe-Abramovich, T. & Y. Steinberger. 2006. Soil microbial functional diversity response following nematocide and biocide amendments in a desert ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 38:1966–1976.

- Karlen, D. L., M. J. Mausbach, J. W. Doran, R. G. Cline, R. F. Harris & G. E. Schuman .1997. Soil Quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 61:4-10.
- Kong, J., J. Yang & E. Bai. 2018. Long-term effects of wildfire on available soil nutrient composition and stoichiometry in a Chinese boreal forest. *Science of the total environment* 642:1353–1361.
- Kotto-Same, J, P. L. Woome, M. Appolinaire & Z. Louis. 1997. Carbon dynamics in slash-and-bum agriculture and land use alternatives of the humid forest zone in Cameroon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 809:245–256.
- Kozhevina, P. A., I. S. Zhebrak & O. A. Maslova. 2017. The role of soil microorganisms in environmental and food security. *Moscow University Soil Science Bulletin* 72:1–8.
- Kumar, U., M. Shahid, R. Tripathi, S. Mohanty, A. Kumar, P. Bhattacharyya, B. Lal, P. Gautam, R. Raja, B. B. Panda, N. N. Jambhulkar, A. K. Shukla & A. K. Nayak. 2017. Variation of functional diversity of soil microbial community in sub-humid tropical rice-rice cropping system under long-term organic and inorganic fertilization. *Ecological Indicators* 73:536–543.
- Lambert, D. P. 1996. Crop diversity and fallow management in a tropical deciduous forest shifting cultivation system. *Human Ecology* 24:427–453.
- Lara, P. E., B. L. Caso, & F. M. Aliphath. 2012. El sistema milpa roza, tumba y quema de los Maya Itzá de San Andrés y San José, Petén Guatemala. *Ra Ximhai* 8:71–92. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46123333007>.
- Lõhmus, K., M. Truu, J. Truu, I. Ostonen, E. Kaar, A. Vares, V. Uri, S. Alama & A. Kanal. 2006. Functional diversity of culturable bacterial communities in the rhizosphere in relation to fine-root and soil parameters in alder stands on forest, abandoned agricultural, and oil-shale mining areas. *Plant and Soil* 283:1–10.
- Maass, J. M., P. Balvanera, A. Castillo, G. C. Daily, H. A. Mooney, P. Ehrlich, M. Quesada, A. Miranda, V. J. Jaramillo, F. García-Oliva, A. Martínez-Yrizar, H. Cotler, J. López-Blanco, A. Pérez-Jiménez, A. Búrquez, C. Tinoco, G. Ceballos, L. Barraza, R. Ayala & J. Sarukhán. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests : insights from long- term ecological and social research on the Pacific coast of Mexico. *Ecology And Society* 10:17.
- Manjunath, M., U. Kumar, R. B. Yadava, A. B. Rai & B. Singh. 2018. Influence of organic and inorganic sources of nutrients on the functional diversity of microbial communities in the vegetable cropping system of the Indo-Gangetic

- plains. *Comptes Rendus Biologies* 341:349–357.
- Mariaca, M. R. 1992. El papel de la fertilidad del suelo en el sistema roza-tumba-quema. In: Zizumbo, V.D.; Rasmussen, H.C.; Arias, R.L.M. y C. S. (eds.). *La modernización de la milpa en Yucatán: utopía o realidad*. México, pp. 215–226.
- Mataix-Solera, J., A. Cerda, V. Arcenegui, A. Jordán & L. M. Zavala. 2011. Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews* 109:44–60.
- Medeiros, E. V., G. P. Duda, L. A. R. dos Santos, J. R. de S. Lima, J. S. de Almeida-Cortêz, C. Hammecker, L. Lardy & L. Cournac. 2017. Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil. *Catena* 151:137–146.
- Meijboom, F. W., J. Hassink & M. Van Noordwijk. 1995. Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1109–1111.
- Moya, D., S. González-De Vega, F. García-Orenes, A. Morugán-Coronado, V. Arcenegui, J. Mataix-Solera, M. E. Lucas-Borja & J. De las Heras. 2018. Temporal characterisation of soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. forests. *Science of the Total Environment*. 640–641:42–51.
- Moya G., X., A. Caamal, B. Ku K., E. Chan X., I. Armendáriz, J. Flores, J. Moguel, M. Noh P., M. Rosales & J. Xool D. 2003. La agricultura campesina de los mayas de Yucatán. *LEISA Revista de Agroecología* 19:7–17.
- Ndour, N. Y. B., W. Achouak, R. Christen, T. Heulin, A. Brauman & J. Chotte. 2008. Characteristics of microbial habitats in a tropical soil subject to different fallow management. *Applied Soil Ecology* 38:51–61.
- Ochoa, V., B. Hinojosa, B. Gómez-Muñoz, & R. García-Ruiz. 2007. Actividades enzimáticas como indicadores de calidad del suelo en agroecosistemas ecológicos. *Revista Electrónica Universidad de Jaen* 2:1–10. Disponible en: <http://www.escet.urjc.es/biodiversos/publica/2r1.pdf>.
- Pagano, M. C., S. Schalamuk & M. N. Cabello. 2011. Arbuscular mycorrhizal parameters and indicators of soil health and functioning: applications in agricultural and agroforestral systems. In: M. Miransari (ed.). *Soil Microbes and Environmental Health*. Pp. 267-276.
- Palm, C. A., M. J. Swift, & P. L. Wooper. 1996. Soil biological dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58:61–74.

- Pérez-García, O. & R. F. del Castillo. 2016. The decline of the itinerant milpa and the maintenance of traditional agrobiodiversity: Crops and weeds coexistence in a tropical cloud forest area in Oaxaca, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 228:30–37.
- Revillini, D., C. A. Gehring & N. C. Johnson. 2016. The role of locally adapted mycorrhizas and rhizobacteria in plant–soil feedback systems. *Functional Ecology* 30:1086–1098.
- Rodrigues, E. L., C. M. Jacobi & J. E. C. Figueira. 2019. Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach. *Science of the Total Environment* 651:1261–1271.
- Rojas R., T. 1991. La agricultura en tierras mexicanas, desde sus orígenes hasta nuestros días. Consejo Nacional para la Cultura y las Artes. Grijalbo. México. 420 p.
- Rutgers, M., M. Wouterse, S. M. Drost, A. M. Breure, C. Mulder, D. Stone, R. E. Creamer, A. Winding & J. Bloem. 2016. Monitoring soil bacteria with community-level physiological profiles using Biolog™ ECO-plates in the Netherlands and Europe. *Applied Soil Ecology* 97:23–35.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. México.
- Dos Santos, J. C. N., E. M. de Andrade, P. H. A. Medeiros, M. J. S. Guerreiro & H. A. de Q. Palácio. 2017. Effect of rainfall characteristics on runoff and water erosion for different land uses in a tropical semiarid region. *Water Resources Management* 31:173–185.
- Schmeisser, C., H. Steele & W. R. Streit. 2007. Metagenomics, biotechnology with non-culturable microbes. *Applied Microbiology and Biotechnology* 75:955–962.
- Sharmah, D. & D. K. Jha. 2014. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in undisturbed forest, slash-and-burn field, and monoculture forest of Indo-Burma megadiverse region. *Revista Brasileira de Botanica* 37:339–351.
- Singh, A. K., M. Kushwaha, A. Rai & N. Singh. 2017. Changes in soil microbial response across year following a wildfire in tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 391:458–468.
- Singh, J. P. 1988. A rapid method for determination of nitrate in soil and plant extracts. *Plant and Soil* 110: 137-139.
- Smith, A. P., E. Marín-Spiotta & T. Balsler. 2015. Successional and seasonal

- variations in soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural forest regeneration: A multiyear study. *Global Change Biology* 21:3532–3547.
- Socarrás, A. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes* 36:5–13.
- Spohn, M. 2016. Element cycling as driven by stoichiometric homeostasis of soil microorganisms. *Basic and Applied Ecology* 17:471–478.
- Terán, C. S. 1992. La modernización de la milpa en Yucatán: utopía o realidad. In: Zizumbo, V.D.; Rasmussen, H.C.; Arias, R.L.M. y C. S. (eds.). *La modernización de la milpa en Yucatán: utopía o realidad*. México, pp. 21–25.
- Thomaz, E. L., V. Antoneli & S. H. Doerr. 2014. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. *Catena* 122:209–215.
- Toledo, V. M., N. Barrera-Bassols, E. García-Frapolli & P. Alarcón-Chaires. 2008. Uso múltiple y biodiversidad entre los mayas Yucatecos (México). *Interciencia* 33:345–352.
- Tomson, P., R. G. H. Bunce & K. Sepp. 2016. Historical development of forest patterns in former slash and burn sites in southern Estonia. In: Agnoletti M. & F. Emanuelli (edn). *Biocultural Diversity in Europe*. *Environmental History* 5:303–318.
- Urretavizcaya, M. 2010. Propiedades del suelo en bosques quemados de *Austrocedrus chilensis* en Patagonia, Argentina. *Bosque* 31:140–149.
- Waring, B. G., R. Adams, S. Branco & J. S. Powers. 2015. Scale-dependent variation in nitrogen cycling and soil fungal communities along gradients of forest composition and age in regenerating tropical dry forests. *New Phytologist* 209:845–854.
- Wilson, C., S. K. Kampf, J. W. Wagenbrenner & L. H. MacDonald. 2018. Rainfall thresholds for post-fire runoff and sediment delivery from plot to watershed scales. *Forest Ecology and Management* 430:346–356.
- WingChing-Jones, R. & L. L. Uribe. 2016. Biomasa y actividad microbiana en suelos de uso ganadero y en regeneración de bosque. *Cuadernos de Investigación UNED* 8:107–113.
- Zamora, A., N. Malaver & J. Ramos. 2012. Análisis funcional de microorganismos : un estimador de diversidad y estructura comunitaria. *Acta Biol. Venez.* 32:57–86.