



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

“PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN EL SUELO
DE CULTIVO DE PAPA (*Solanum tuberosum*)
ENMENDADO CON VERMICOMPOSTA”

TESIS

*PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOTECNOLOGÍA*

PRESENTA
SAMANTHA MEDINA HERNÁNDEZ

DIRECTOR
DR. PEDRO DEL ÁGUILA JUAREZ

COORDIRECTOR
DR. JORGE ALBERTO LUGO DE LA FUENTE

REVISORES
DRA. ROCÍO VACA PAULÍN
DRA. ALEJANDRA DONAJÍ SOLÍIS MÉNDEZ

TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO; JUNIO 2019

***EL FINAL DE ESTA HISTORIA
Y EL INICIO DE TODAS LAS DEMÁS.***

LAS CRÓNICAS DE NARNIA: EL SOBRINO DEL MAGO

C.S. LEWIS

*Mamá, porque me has enseñado que todo es posible.
Papá, por heredarme el lado científico.
Mel, por ser mi cómplice en un sin fin de juegos y aventuras.
Pomi, por ser gorda y adorable.*

Con todo mi amor para ustedes.

ÍNDICE

Índice de tablas y figuras	9
Resumen	10
Introducción	12
1. MARCO TEÓRICO	14
1.1. El suelo y su importancia antrópica	14
1.1.1. Suelo	14
1.1.2. Importancia antrópica	14
1.1.2.1. Degradación del suelo	16
1.2. Residuos orgánicos, urbanos y vermicomposteo	19
1.2.1. Residuos orgánicos	19
1.2.2. Residuos urbanos (lodo residual)	20
1.2.3 Vermicomposteo	21
1.2.3.1. Materia orgánica (MO)	23
1.3. Propiedades bioquímicas: Actividad Respiratoria y Enzimática	24
1.3.1 Actividad Respiratoria	24
1.3.2. Actividad Enzimática	26
1.3.2.1. Ureasa	28
1.3.2.2. Catalasa	28
1.4 Cultivo de Papa	29
1.5. Antecedentes	30
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	33
2.1. Hipótesis	33
2.2. Objetivos:	33
2.2.1. Objetivo general	33
2.2.2. Objetivos particulares	33
3. MATERIALES Y MÉTODOS	34
3.1. Montaje del experimento	34
3.2 Colecta y procesamiento de la muestra	34
3.3 Análisis de laboratorio	34
3.4. Análisis estadístico	35

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
4.1. pH	36
4.2. Conductividad Eléctrica (CE)	39
4.3. Materia Orgánica (MO)	41
4.4. Actividad Respiratoria	44
4.4. Ureasa	47
4.6. Catalasa	51
5. CONCLUSIONES	55
6. REFERENCIAS	56

Índice de tablas y figuras

Tabla 1: Determinación del contenido de MO, pH, CE y textura en suelo, lodo residual y estiércol equino previo a la elaboración de la vermicomposta.....	31
Tabla 2: Caracterización final del precomposteo y vermicomposteo monitoreados al final de cada proceso.....	32
Figura 1: pH en el tiempo inicial en el suelo de cultivo de papa.....	36
Figura 2: pH en el tiempo final en el suelo de cultivo de papa.....	37
Figura 3: Comparación pH en el tiempo inicial y final en el suelo de cultivo de papa.....	38
Figura 4: CE en el tiempo inicial en el suelo de cultivo de papa.....	39
Figura 5: CE en el tiempo final en el suelo de cultivo de papa.....	40
Figura 6: Porcentaje de MO tiempo inicial del suelo de cultivo de papa.....	41
Figura 7: Porcentaje de MO tiempo final del suelo de cultivo de papa.....	42
Figura 8: Comparación de porcentaje de MO tiempo inicial y final del suelo de cultivo de papa.....	43
Figura 9: Actividad respiratoria tiempo inicial del suelo de cultivo de papa.....	45
Figura 10 Actividad respiratoria tiempo final del suelo de cultivo de papa.....	46
Figura 11: Actividad enzimática ureasa tiempo inicial del suelo de cultivo de papa.....	47
Figura 12: Actividad enzimática ureasa tiempo final del suelo de cultivo de papa.....	48
Figura 13: Comparación de la actividad enzimática ureasa tiempo inicial y final del suelo de cultivo de papa.....	49
Figura 14: Actividad enzimática catalasa tiempo inicial del suelo de cultivo de papa.....	50
Figura 15: Actividad enzimática catalasa tiempo final del suelo de cultivo de papa.....	49
Figura 16: Comparación de la actividad enzimática catalasa tiempo inicial y final del suelo de cultivo de papa.....	52

Resumen

Aplicar enmiendas orgánicas hechas con vermicomposta y lodo residual al cultivo de la papa (*Solanum tuberosum*), ha generado un interés tanto biotecnológico como agrícola, debido a que el cultivo de papa es considerado el cuarto más importante en el mundo. Por lo que se estudió el efecto de tres diferentes dosis de vermicomposta desde un punto de vista biológico y bioquímico para conocer una respuesta que beneficie al cultivo.

El presente estudio consistió en la determinación de diversos análisis bioquímicos en un suelo cultivado con papa (*Solanum tuberosum*); el diseño contó con tres tratamientos de diferentes dosis de vermicomposta: baja TP20 (20 t/ha), media TP40 (40 t/ha) y alta TP60 (60 t/ha), más dos tratamientos control: CP+ (suelo sin tratamientos) y CP- (sustrato comercial), en dos diferentes tiempos: inicial y final. El objetivo de dichos análisis fue encontrar la dosis por medio de la cual existe una mayor actividad biológica, lo cual traerá un beneficio para la planta.

Los análisis que fueron realizados al suelo fueron; pH, conductividad eléctrica (CE), porcentaje de materia orgánica (MO), actividad enzimática de la ureasa y catalasa, y la actividad respiratoria en los diferentes tratamientos.

Se encontraron diferencias entre los diversos tratamientos para pH y CE, donde TP20 y TP40 tuvieron los valores de pH más altos en el tiempo inicial y CP- en el tiempo final; mientras que, el tratamiento CP- presentó mayor CE en ambos tiempos, el resto de los tratamientos presentó niveles inferiores de CE. Todos los tratamientos en ambos tiempos se encontraron dentro de la NOM-021-SEMARNAT 2000.

En cuanto al análisis de porcentaje de MO, en el tiempo inicial TP60 obtuvo el mayor valor, mientras que en el tiempo final fue en TP20, TP40 y TP60, de forma general hubo un incremento en el porcentaje de MO con respecto al tiempo inicial.

Respecto a la ureasa no se encontraron diferencias entre los niveles de actividad entre todos los tratamientos en el tiempo inicial, mientras que en el tiempo final el

tratamiento TP60 presentó mayor actividad enzimática. Por otro lado, la actividad de la catalasa fue mayor en el tiempo inicial para CP+. Y para el tiempo final, en CP.

En cuanto a la actividad respiratoria del suelo, se encontró que el tratamiento TP40 en ambos periodos de muestreo presentó los valores más elevados.

De los tratamientos analizados se encontró que: el uso de vermicomposta proporciona un beneficio en la actividad biológica del suelo, de igual forma se pudo determinar que el tratamiento con mayor actividad biológica fue el TP40.

Introducción

Actualmente se conocen alternativas factibles para transformar y reutilizar desechos biodegradables con el objetivo de obtener materiales útiles e incluso ingresos económicos. Tal es el caso de la producción de bioabono, mediante el composteo y vermicomposteo (Cuevas, 2005).

El vermicomposteo es una técnica biotecnológica para el reciclaje de una gran variedad de residuos orgánicos como son el estiércol, purines, residuos domésticos entre otros; A través de la acción de la lombriz y de microorganismos, esta, se considera una alternativa de reemplazo de los agroquímicos (sustancias por lo regular dañinas para los suelos y agua) (Romero *et al.*, 2010; Kumar *et al.*, 2015; Shirami *et al.*, 2016).

Durante el vermicomposteo, se lleva a cabo el proceso de mineralización que consiste en una serie de transformaciones de sustancias orgánicas a inorgánicas las cuales son realizadas por la lombriz de tierra proporcionando materia orgánica (MO) que sirve de alimento para muchos microorganismos (Garnier *et al.*, 2008), para medir este proceso en el laboratorio se utiliza la respiración del suelo ya que se considera como la medida de la actividad biológica que realizan los microorganismos y macroorganismos al descomponer la MO para obtener energía para su crecimiento y actividades celulares (Wang *et al.*, 2003).

La adición de materiales orgánicos a los suelos para recuperar el carbono perdido auxilia a la dinámica de este elemento en el suelo; Por ejemplo, el aumento del carbono soluble derivado de insumos orgánicos puede estimular la mineralización del suelo, induciendo una mejor respiración en el mismo (Gordillo Martínez *et al.*, 2010).

Los microorganismos que se encuentran presentes en el suelo liberan una amplia gama de enzimas, como son la ureasa y catalasa, que cumplen con la función

de polimerizar compuestos de origen orgánico, a la vez que nos dan información sobre el estrés del suelo y su poder de restauración. La catalasa está relacionada con la mineralización del carbono, mientras que la ureasa está involucrada en el ciclo del nitrógeno (García-Gil *et al.*, 2000).

En el presente trabajo se evaluó el efecto de tres dosis de vermicomposta (20, 40 y 60 toneladas por hectárea) en el cultivo de papa por medio de la medición de la actividad enzimática y respiratoria, para encontrar la dosis en la que existe mayor disposición de nutrientes para la planta.

1. MARCO TEÓRICO

1.1. El suelo y su importancia antrópica

1.1.1. Suelo

Se denomina suelo a la parte superficial de la corteza terrestre, caracterizada por ser biológicamente activa, proviene de la desintegración o alteración física y química de las rocas y de los residuos de las actividades de seres vivos que se asientan sobre ella (Buol, 1973). Entonces se puede decir que el suelo es producto de la alteración, arreglo y organización de las capas superiores de la corteza terrestre bajo la acción de la vida, de la atmósfera y de los intercambios de energía que en él se manifiestan (Flores, 1974).

Posee un carácter dinámico ya que se forma por la transformación de rocas de materiales diversos a los que se llama “roca madre”, este cambio depende del clima, del relieve, de la vegetación (del pasado y del presente) de los animales que soporte y de las modificaciones que el hombre ha ejercido sobre ella. El conjunto de los factores mencionados son los que le dan las características distintivas de cada tipo de suelo (Black, 1965; Flores, 1974)

Algunos de los procesos que pueden contribuir a crear un suelo son: la deposición eólica, sedimentación en cursos de agua, meteorización, y deposición de material orgánico (Buol, 1973).

1.1.2. Importancia antrópica

La importancia del suelo para los seres humanos es debido a las funciones que este desempeña en el ambiente y en la socio-economía. Algunas de ellas son (Gordillo Martínez *et al.*, 2010):

– **Producción de biomasa:** Los suelos sirven de sustrato para una amplia variedad de plantas, animales y microorganismos que contribuyen a crear un medio que resulta básico para la producción primaria de los ecosistemas terrestres. Así aportan aire, agua y nutrientes para las plantas además de una base fija de soporte.

– **Regulación medioambiental:** El suelo actúa como medio protector del agua gracias a su capacidad amortiguadora, transformadora y de filtración. De este modo, los contaminantes procedentes de la atmósfera y otras fuentes, son retenidos por los filtros fisicoquímicos y procesos de adsorción, de modo que no alcanzan las aguas subterráneas ni las cadenas tróficas. El suelo además regula los aportes de agua externos reduciendo el impacto de fuertes precipitaciones sobre otros sistemas (ríos, lagos, acuíferos).

– **Proporciona un hábitat biológico:** El suelo sirve de hábitat para un gran número de especies, un puñado de suelo puede contener más de un billón de organismos de millares de especies. La presencia de microorganismos es de vital importancia ya que son los responsables de la descomposición, conversión y síntesis de sustancias orgánicas que hacen que se cierren los ciclos de la materia y de algunos elementos.

– **Soporta viviendas e infraestructuras:** El suelo sirve de base espacial para el desarrollo de estructuras técnicas, industriales y socioeconómicas.

– **Es fuente de materias primas:** El suelo es también fuente de materias primas para numerosas actividades. La extracción de turba, grava, arena, arcilla, rocas, agua, etc. son una importante función económica del suelo.

– **Protege restos arqueológicos:** Los suelos preservan yacimientos arqueológicos y actúan como una especie de testimonio, también para sucesos catastróficos, impactos antrópicos, entre otros.

– **Soporte para el crecimiento de las plantas comestibles:** Plantas de importancia para el ser humano debido a que son la base alimenticia (como la papa (*Solanum tuberosum*)). Para que estos cultivos puedan crecer, es importante que el suelo cuente con riego frecuente, además de condiciones fundamentales y apropiadas para que el suelo pueda estar estable y firme para un cierto uso agrícola (Porta, 2009). Este anclaje de las plantas proporciona una protección contra la erosión (Gordillo Martínez *et al.*, 2010).

1.1.2.1. Degradación del suelo

La degradación del suelo es un proceso degenerativo que reduce la capacidad actual o futura de los suelos para seguir desempeñando sus funciones características. Esto puede obedecer tanto a causas naturales como a causas antrópicas. De forma general, se distinguen dos tipos de procesos de degradación del suelo (Vasco, 2017):

- Aquellos que producen el desplazamiento de las partículas del suelo. Los más importantes son la **erosión** por agua y viento.
- Fenómenos que originan una degradación *in situ* del suelo. Pueden ser procesos de degradación física (**compactación**) o química (**acidificación, pérdida de materia orgánica**).

Erosión del suelo

La erosión del suelo consiste en la remoción, arranque y transporte de los materiales que constituyen la capa más superficial de este, sea cual sea el agente responsable: agua, viento, hielo, actuaciones humanas, etc. (De Alba *et al.*, 2011).

Es un fenómeno complejo, en el que intervienen dos procesos: la ruptura de los agregados y el transporte de las partículas finas resultantes hacia otros lugares. Además de la pérdida de la capa de suelo, que contribuye a la desertización, las partículas arrastradas pueden actuar como vehículo de transmisión de contaminación (plaguicidas, metales, nutrientes, minerales, etc.). Se trata de un fenómeno natural pero que se ha sido acelerando por las actividades humanas. La erosión puede ser causada por cualquier actividad humana que exponga al suelo, al impacto del agua o del viento, o que aumente el caudal y la velocidad de las aguas (Van Bremen y Verstraten, 1991).

Los impactos generados por la erosión del suelo son diversos y las consecuencias económicas que de ellos deriven son difíciles de estimar. La erosión por el agua supone una pérdida de la capa fértil de los suelos. De igual forma se reduce la capacidad de retener agua. Es difícil realizar una estimación de la cantidad de abonos y fertilizantes necesarios para reponer las pérdidas de nutrientes y materia orgánica perdidos por la erosión pero desde luego, lo que es seguro es que se traduce en grandes inversiones monetarias. La erosión del suelo afecta también a los ecosistemas, principalmente en las zonas donde se ha eliminado la cubierta vegetal provocando su destrucción total o parcial (Porta, 2009).

Compactación del suelo

El tráfico de la maquinaria agrícola y el pastoreo excesivo en condiciones de humedad elevada del suelo son las principales causas de compactación del suelo, la cual tiene carácter acumulativo (Keller, 2004). Durante la aplicación de peso sobre el suelo las partículas del mismo son reorganizadas, decrece el espacio poroso y estas son llevadas a un contacto más cercano, incrementando la densidad de volumen; cambia la forma, tamaño y distribución de los poros, lo cual limita la capacidad de retención del suelo, el intercambio hídrico y gaseoso (Berli, 2001; Gysi, *et al.*, 2001). En las plantas disminuye el crecimiento de las raíces y las posibilidades de obtención de nutrientes, agua y aire. El suelo presenta escurrimientos

superficiales, endurecimiento y mala aireación; lo cual condiciona el empobrecimiento de sus cualidades físicas, reduce el tiempo disponible para la realización de operaciones agrícolas y disminuyen los rendimientos (Gysi, *et al.*, 2001).

La compactación modifica la actividad bioquímica y microbiológica del suelo. El mayor impacto físico que se produce es la reducción de la porosidad, lo que implica una menor disponibilidad tanto de aire como de agua para las raíces de las plantas. Al mismo tiempo, las raíces tienen más dificultad en penetrar en el suelo y un acceso reducido a los nutrientes. La actividad biológica queda sustancialmente disminuida. Otro efecto de la compactación es la disminución de la capacidad de filtración del agua de lluvia. Esto incrementa el riesgo de erosión producida por el agua y la pérdida de las capas superficiales de suelo y la consiguiente pérdida de nutrientes (Rodríguez y González, 2001).

Acidificación

La acidificación es el aumento de la concentración de iones H^+ en el suelo. Se produce por múltiples causas, tanto naturales (lavado de cationes por el agua de lluvia, descomposición microbiana de la materia orgánica del suelo), como inducidas, por las prácticas agrícolas (abonos acidificantes) o la contaminación exterior (lluvia ácida).

De forma general se pueden enumerar cuatro procesos que contribuyen a la acidificación del suelo (Van Bremen y Verstraten, 1991):

- Procesos naturales, tales como la disociación de ácidos orgánicos y carbónicos junto con la lixiviación de bases por efecto del agua de lluvia.
- Uso indebido de fertilizantes nitrogenados.
- Reforestación con coníferas.
- Deposición atmosférica de contaminantes, principalmente procesos de la generación de energía, la industria y el transporte.

El impacto más importante producido por la acidificación sobre el ambiente es la lixiviación de compuestos ácidos del suelo a las aguas superficiales y subterráneas. El agua que drena de los suelos acidificados contiene elevadas concentraciones en aluminio. Este elemento produce importantes impactos negativos sobre las aguas superficiales (deterioro de la vida acuática) y subterráneas (contaminación de acuíferos). Otro impacto muy significativo es la reducción de la capacidad filtrante amortiguadora de los suelos, dejando a las aguas superficiales y subterráneas a merced de los agentes nocivos externos.

1.2. Residuos orgánicos, urbanos y vermicomposteo

1.2.1. Residuos orgánicos

Se entiende por desechos orgánicos, al conjunto de desechos biológicos (material orgánico) producidos por los seres humanos, ganado y otros seres vivos. Entre ellos se incluyen las heces y otros materiales que pueden ser descompuestos por microorganismos aeróbicos, es decir en procesos con consumo de oxígeno. (Navarro, 1995).

Los residuos orgánicos contienen una elevada cantidad de fracción orgánica cuya aplicación desde el punto de vista agrícola, forestal o ambiental puede ser de gran utilidad. Su aprovechamiento en este sentido permite, además de darles una salida con un beneficio medioambiental, proporcionar a los suelos materia orgánica, macro y micronutrientes; este hecho constituye un ciclo cerrado para la misma, utilizando sus recursos y devolviéndolos a un medio idóneo como es el suelo, restituyendo en parte lo que permanentemente se está extrayendo de él, en el caso de los agrícolas (Varnero *et al.*, 2007).

La adición de los residuos orgánicos reduce la densidad aparente de los suelos ya que incrementa la porosidad. En otros trabajos (Castillo *et al.*, 2000; Guerrero, 2007)

se ha observado el incremento de la cantidad de agregados estables y de su resistencia tras la adición de diversos residuos. Ello se debe a la formación de complejos entre las partículas de suelo y la materia orgánica. Por otro lado, la materia orgánica favorece el desarrollo de microorganismos, los cuales están implicados en los procesos de agregación. En cuanto a algunos nutrientes, se condiciona su presencia mayoritariamente en formas orgánicas, su disponibilidad dependerá de su mineralización. Cabe decir que la adición de materiales orgánicos, especialmente los compostados suele incrementar la capacidad de intercambio catiónico (Castillo *et al.*, 2000).

Como efectos negativos, la incorporación de residuos orgánicos puede incrementar la conductividad eléctrica de los suelos a niveles no deseables. Niveles altos tanto de cloruros como de sulfatos de sodio y potasio pueden afectar negativamente a la actividad biológica, tanto la respiración como la nitrificación. Otro efecto negativo importante que se debe de controlar es el contenido en metales pesados, niveles que actualmente están legislados (Guerrero, 2007).

1.2.2. Residuos urbanos (lodo residual)

Se denominan residuos sólidos urbanos a todos los desechos que provienen de las actividades humanas y animales, que habitualmente son sólidos y que se descartan por ser inútiles o no deseados. Dentro de estos se encuentran los domiciliarios y/o municipales (casas de familia, colegios, instituciones públicas o privadas, limpieza y barrido de calles) comerciales (supermercados, oficinas, hoteles, restaurantes), industriales (pequeños comercios, talleres industriales) y de construcción y/o demolición (obras nuevas, refacciones o demoliciones) (Aboitiz, 2003).

En los últimos años debido al aumento de la población y al rápido proceso de urbanización el volumen de desperdicios creció hasta llegar a niveles preocupantes. También ha empeorado la calidad de los residuos, ya sean líquidos, sólidos o gaseosos, debido a que los productos que tienen mayor incremento como

generadores de basura son altamente contaminantes, algunos no recuperables y otros no biodegradables (Aboitiz, 2003).

Los lodos residuales son producto del tratamiento de aguas residuales. Proviene de las fases primaria y secundaria del proceso. En la fase primaria, del proceso se separan del agua componentes fluctuantes, basura arrastrada por el flujo y arena. En la etapa secundaria es donde, por medio de microorganismos, se remueve la materia orgánica contenida en el agua residual. Esta etapa puede llevarse a cabo de forma aerobia o anaerobia y la biomasa puede estar suspendida o adherida a algún medio (Limón, 2013). Los lodos residuales están formados por sustancias contaminantes y peligrosas para la salud. Los lodos extraídos de los procesos de tratamiento de las aguas residuales domésticas e industriales tienen un contenido en sólido que varía entre 0.25 y 12% de su peso. Los lodos separados de las aguas residuales deben ser estabilizados, espesados y desinfectados, antes de llevarlos a su disposición final (Oropeza, 1994).

1.2.3. Vermicomposteo

El vermicompostaje es un proceso biotecnológico que permite degradar y estabilizar residuos orgánicos bajo condiciones aerobias y mesófilas, mediante la acción de ciertas especies de lombrices de tierra, las cuales son capaces de alimentarse del residuos orgánicos que a su vez aceleran la degradación microbiana. Así, en este proceso se aprovecha la capacidad detritívora de las lombrices, que ingieren, trituran y digieren los residuos orgánicos, descomponiéndolo mediante la acción de sus enzimas digestivas y de la microflora aeróbica y anaeróbica presente en el interior de su intestino (Edwards, 1988)

La vermicomposta es el producto del proceso de compostaje, es un compuesto rico en materia orgánica, la cual contiene nutrientes solubles en agua convirtiéndola en un excelente fertilizante orgánico. Se utiliza en la agricultura y la agricultura ecológica

sostenible a pequeña escala. Además de recuperar energía de desechos orgánicos, permite disponer de nutrimentos suficientes para la planta (Manjarrez, *et al.*, 1999).

Algunos de los beneficios de la vermicomposta son

En el suelo (Maroto, 1989):

- Mejora la aireación del suelo.
- Enriquece el suelo con microorganismos (agregando enzimas como fosfatasa y celulasa).
- Atrae a las lombrices de profundidad que ya están presentes en el suelo.
- Mejora la capacidad de retención de agua.

En el crecimiento de la planta (Maroto, 1989):

- Mejora la germinación, el crecimiento de la planta y el rendimiento de los cultivos.
- Mejora el crecimiento y la estructura de la raíz.
- Enriquece el suelo con microorganismos (agregando hormonas vegetales como auxinas y ácido giberélico).

Económico (Maroto, 1989):

- La conversión de residuos biológicos reduce el flujo de residuos a los vertederos.
- La eliminación de los residuos biológicos del flujo de residuos reduce la contaminación de otros materiales reciclables recogidos en un único contenedor (un problema común en las comunidades que practican el reciclaje de flujo único)
- Crea trabajos de baja destreza a nivel local.
- La baja inversión de capital y las tecnologías relativamente simples hacen que el vermicompostaje sea práctico para regiones agrícolas menos desarrolladas.

Ambiental (Maroto, 1989):

- Ayuda a cerrar la " brecha metabólica " mediante el reciclaje de residuos en el sitio.
- Los sistemas grandes a menudo usan control de temperatura y cosecha mecanizada; Sin embargo, otros equipos son relativamente simples y no se desgastan rápidamente.
- La producción reduce las emisiones de gases de efecto invernadero, como el metano y el óxido nítrico (producidos en rellenos sanitarios o incineradores cuando no se compostan o mediante la cosecha de metano).

1.2.3.1. Materia orgánica (MO)

La materia orgánica de los suelos es el producto de la descomposición química de las excreciones de animales y microorganismos, de residuos de plantas o de la degradación de cualquiera de ellos tras su muerte (Weil *et al.*, 2016).

La materia orgánica del suelo contiene cerca del 5% de N total, pero también contiene otros elementos esenciales para las plantas, tales como fósforo, magnesio, calcio, azufre y micronutrientes (Graetz, 1997).

Durante la evolución de la materia orgánica en el suelo se distinguen dos fases: la humificación y mineralización (Gros y Domínguez, 1992). La mineralización es una fase bastante rápida, durante la cual los microorganismos del suelo actúan sobre la materia orgánica desde el momento en que se la entierra por acción de las lombrices y otros insectos que mueven el suelo (Julca-Otiniano *et al.*, 2006).

La materia orgánica representa del 95 al 99% del total del peso seco de los seres vivos, pero su presencia en los suelos suele ser escasa y son contadas las excepciones en las que supera el 2% (Navarro *et al.*, 1995). El nivel deseable de materia orgánica en los suelos arcillosos medios es del 2%, pudiendo descender a 1,65% en suelos pesados y llegar a un 2,5% en los arenosos (Julca-Otiniano *et al.*,

2006).

La materia orgánica total del suelo está formada por humus joven, de evolución rápida, que a su vez da paso al humus estable. Al humus joven también se le llama “lábil” o “libre”, porque todavía no está fijado o ligado a las partículas del suelo, sino simplemente mezclado con ellas, tiene una relación C/N superior a 15, es sede de una intensa actividad microbiana y se le puede considerar como un elemento fundamental de la fertilidad del suelo. Se estima que el humus joven es el 20-25% del humus total y tiene una acción inmediata y más importante, desde el punto de vista de la mejora de la estructura y de la actividad microbiana del suelo. El humus estable o “estabilizado” es la materia orgánica ligada al suelo; es decir, sólidamente fijada a los agregados de color oscuro. Su composición es muy compleja (húmina, ácidos húmicos y fúlvicos) y tiene una relación C/N constante entre 9 y 10, y representa en promedio el 75-80% del humus total. La fase de mineralización es muy lenta, y en ella el humus estable recibe la acción de otros microorganismos que lo destruyen progresivamente (1 al 2% al año), liberando así los minerales que luego absorberán las plantas. Esta fase presenta dos etapas: la amonificación (paso del N orgánico a amonio) y la nitrificación (paso del amonio a nitrato) (Julca-Otiniano *et al.*, 2006).

1.3. Propiedades bioquímicas: Actividad Respiratoria y Enzimática

Frankenberger y Dick (1999), señalaron que existe una relación muy estrecha entre la actividad biológica de un suelo y su fertilidad por lo que parámetros vinculados a la primera han sido propuestos como indicadores apropiados de cualquier tipo de impacto en los suelos. Como es el caso de (Ajwa *et al.*, 1999):

- La producción de CO₂ (respiración del suelo) como reflejo del sustrato carbonado consumido por los microorganismos.
- El carbono o el nitrógeno unido a la biomasa microbiana
- La actividad de las enzimas del suelo

1.3.1 Actividad Respiratoria

Los suelos son la mayor fuente de carbono y a su vez son el mayor reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres (Schlesinger, 1977; Raich, Potter y Bhagawati, 2002), también son la vía principal por la cual el dióxido de carbono, fijado por las plantas es retornado a la atmósfera (Schlesinger y Andrews, 2000). El CO₂ de los suelos es producido principalmente por la respiración de las raíces vivas y los microorganismos; la gran mayoría de éste CO₂ es emitido a la atmósfera en el proceso conocido como respiración del suelo (Raich y Schlesinger, 1992).

La respiración de un suelo nos da la medida de las emisiones de carbono, procedentes principalmente de la descomposición de la materia orgánica a través de la vía aerobia (respiración microbiana), la procedente de raíces de las plantas y la de la fauna del suelo. Es una medida de la salud del suelo pues nos da el nivel de actividad microbiana, contenido de materia orgánica y su mineralización. La medida de liberación de CO₂ se da en kg/ha/d. En este proceso el fósforo orgánico, nitrógeno y azufre pasan a formas inorgánicas, a esto también se le conoce como mineralización carbónica (Schlesinger y Andrews, 2000).

En situaciones de saturación, los microorganismos comienzan a utilizar NO₃ en vez de O₂ para la descomposición de la MO, lo que lleva a la desnitrificación y pérdidas de N₂ en forma gaseosa. La relación C/N, tiene también un papel fundamental en estos procesos, ya que es un indicador de madurez de la vermicomposta donde se encuentra la MO, es así también un indicador de la disponibilidad de los nutrientes.

La respiración del suelo es un parámetro ligado al manejo de materiales orgánicos el cual representa una medición integral de la evolución del CO₂, también conocida como respiración edáfica basal (respiración de las raíces, fauna del suelo y la mineralización del carbono); es decir, representa la estimación de la actividad microbiana (García y Rivero, 2008).

La descomposición de la materia orgánica es un proceso ecosistémico mediado por organismos heterótrofos que utilizan al material orgánico muerto como hábitat y fuente de carbono y energía, a través del metabolismo de la microflora y de las raíces de la planta, siendo la descomposición microbiana de compuestos orgánicos el proceso más importante que libera el carbono. Durante la descomposición una parte del carbono es devuelto a la atmósfera en forma de CO₂, mientras que otra se transforma en otros compuestos más sencillos o se almacena en las propias estructuras microbianas (Pérez *et al.*, 1998). En particular, la respiración metabólica de la comunidad de organismos asociados al material orgánico muerto son los que llevan a cabo el proceso que libera el carbono hacia la atmósfera en forma de CO₂. De esta manera, la respiración heterotrófica contribuye a la descomposición, junto a otros procesos como la humificación y la fragmentación de la materia orgánica muerta (Carmona *et al.*, 2006).

Los microorganismos respiran continuamente y la tasa de respiración es un índice confiable de la tasa de crecimiento. Los factores que afectan el crecimiento también influyen en la respiración en el mismo grado. Las tasas de descomposición y liberación de los nutrientes están determinadas por la calidad de la materia orgánica. La calidad del carbono de un material orgánico depende de las proporciones del carbono soluble, la calidad se refiere a la energía disponible para los organismos descomponedores (Sánchez *et al.*, 2008).

Durante las etapas iniciales de la descomposición de los materiales orgánicos recientemente incorporados hay un rápido aumento en el número de organismos heterótrofos, acompañado por la emisión de grandes cantidades de CO₂. De esta manera la actividad microbiológica global también puede ser considerada como el reflejo del nivel energético de un medio dado (Havlin *et al.*, 1999).

1.3.2. Actividad Enzimática

Para aproximarse al entendimiento de los ciclos de los nutrientes y a los niveles de actividad microbiana responsables de estos procesos, se investigan varias actividades enzimáticas del suelo debido a que dan cuenta de las reacciones bioquímicas que suceden dentro de este sistema; además, están estrechamente relacionadas con las propiedades físicas, químicas y biológicas, las cuales son sensibles a los cambios generados por manejo, por ende las actividades enzimáticas permiten monitorear el funcionamiento del suelo (Cerón y Melgarejo, 2005).

Las enzimas son proteínas cuyo papel fundamental es catalizar las reacciones químicas en los sistemas vivos; actúan sobre sustratos específicos transformándolos en productos necesarios para los ciclos biológicos. Los microorganismos del suelo y la rizósfera liberan enzimas al suelo a través de secreción y lisis celular, un porcentaje de estas proteínas quedan inmovilizadas y estabilizadas en la fase sólida del suelo (Roldan, 2003).

Al igual que en los otros sistemas vivos, la velocidad de la reacción catalizada por una enzima en el suelo es dependiente del pH, fuerza iónica, temperatura y presencia o ausencia de inhibidores. Según su función, las enzimas del suelo más estudiadas son las oxidorreductasas (en particular, deshidrogenasas, catalasas y peroxidasas), y las hidrolasas (fosfatasas, proteasas y ureasa) (Karlen, 2001).

El papel fundamental de la actividad enzimática en el suelo radica en el funcionamiento de los ecosistemas, ya que están directamente implicadas en la transformación de las formas complejas del carbono y de la MO a nutrientes disponibles para las plantas (Roldan, 2003).

Cabe destacar que la actividad enzimática relacionada con el reciclaje del N, P, C y S, proporcionan información sobre el estado microbiológico del suelo, y por el otro,

sobre sus propiedades fisicoquímicas, siendo indicadores tempranos de cambios en la calidad del suelo. Además, los microorganismos responden rápidamente a perturbaciones gracias a su rápida adaptación a las condiciones ambientales (Ochoa, 2007).

1.3.2.1. Ureasa

La ureasa es producida por bacterias, hongos, levaduras y plantas, cataliza la degradación de la urea para suministrar a estos organismos una fuente de nitrógeno para su crecimiento. En las plantas se piensa que desempeña un papel importante en la germinación y en la defensa química de semillas. Las ureasas vegetales, poseen propiedades insecticidas (Balasubramanian, 2010).

Específicamente, la ureasa cataliza la hidrólisis de la urea para producir amoníaco y carbamato, el carbamato producido es subsecuentemente degradado por medio de una hidrólisis espontánea para producir otra molécula de amoníaco y ácido carbónico (Zimmer, 2000). El amoníaco, producto de la reacción, puede ser absorbido y utilizado por los microorganismos y plantas del suelo, lo que explica el amplio uso de la urea como fertilizante nitrogenado, además de su bajo costo y alto contenido de nitrógeno.

La actividad de la ureasa tiende a incrementar el pH del medio en el que se encuentra debido a la producción de amoníaco. En las plantas, la ureasa participa en vías sistémicas de transporte de nitrógeno y posiblemente actúa como una proteína de defensa tóxica (Qin, 2002; Ferreras *et al.*, 2009).

La ureasa es una enzima que cataliza la hidrólisis de urea a dióxido de carbono y amoníaco. La reacción ocurre de la siguiente manera:



La ureasa, funcionalmente, pertenece a la súper familia de las amidohidrolasas y fosfotriesterasas (Holm, 1997).

1.3.2.2. Catalasa

La catalasa es una enzima perteneciente a la categoría de las oxidorreductasas que cataliza la descomposición del peróxido de hidrógeno (H₂O₂) en oxígeno y agua.



El peróxido de hidrógeno es un residuo del metabolismo celular de muchos organismos vivos y tiene, entre otras, una función protectora contra microorganismos patógenos, principalmente anaerobios, pero dada su toxicidad debe transformarse rápidamente en compuestos menos peligrosos.

El pH óptimo para la actividad de la catalasa es aproximadamente de 7; sin embargo, la velocidad de reacción no cambia significativamente a valores de 6.8 a 7.5. La temperatura óptima es, aproximadamente 37 °C.

1.4 Cultivo de Papa

La papa o patata (*Solanum tuberosum*) es una herbácea perteneciente al género *Solanum* de la familia de las solanáceas originaria de Sudamérica. Es tuberosa, perenne a través de sus tubérculos, caducifolia (ya que pierde sus hojas y tallos aéreos en la estación fría) y puede medir hasta un metro de altura.

Es uno de los cultivos más importantes del mundo y es superado solo por tres cereales: trigo, arroz y maíz; no obstante, sus tubérculos brindan un rendimiento por hectárea superior a los granos de los cereales. Los tubérculos se utilizan en alimentación animal, para consumo humano, en alimentos procesados, como agente gelificante y en la producción de bebidas alcohólicas. Asimismo, son utilizados en diversas actividades industriales; por ejemplo, el almidón de la papa provee una cobertura para el papel y para productos textiles (Spooner, 2005).

Se cultiva en más de 100 países, en clima templado, subtropical y tropical. Es esencialmente un "cultivo de clima templado". Por ese motivo la papa se siembra a principios de la primavera en estas zonas. La papa es una planta que tiene una gran capacidad de adaptación y se da bien sin que el suelo ni las condiciones de cultivo sean ideales (Roldan, 2003).

Las papas pueden crecer casi en todos los tipos de suelos, salvo donde son salinos o alcalinos. Los suelos arcillosos o de arena con arcilla y abundante materia orgánica, con buen drenaje y ventilación, y pH entre 5.2 a 6.4 son los mejores (FAO, 2008).

El cultivo de papa demanda grandes cantidades de nutrimentos, principalmente nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) (220, 20, 240, 60 y 20 kg/ha de N, P, K, Ca y Mg respectivamente) durante todo su ciclo y es una de las hortalizas de mayor rentabilidad con altos costos de producción que genera excesiva aplicación de insumos (pesticidas, agua y fertilizantes) (Sifuentes Ibarra *et. al* 2013).

1.5. Antecedentes

Se han realizado diversos estudios relacionados a este proyecto, a continuación se mencionan algunas investigaciones que figuran como antecedentes. Buniselli *et al* (1990) evaluó el efecto de la materia orgánica o de productos derivados de ésta, sobre el crecimiento de la planta o la producción de los cultivos, se encontró un aumento del peso y altura de la planta, longitud de la mazorca y rendimiento de grano en maíz, cuando aplicaron 100, 300 y 900 kg/ha de residuos sólidos urbanos compostados.

De la misma manera, Climent *et al.* 1990 señala que al añadir 18 y 36 t/ha de residuos sólidos urbanos compostados, adicionando fertilizante nitrogenado mineral, se pudo lograr un incremento el rendimiento de papa (*Solanum tuberosum*) en un 25% con relación al tratamiento control.

En otro estudio usando compost en viñedos Pinamonti, (1998), se encontró un incremento del contenido de MO, de fósforo disponible y del potasio intercambiable también mejoró la porosidad y la capacidad de retención del agua. Las plantas de vid mostraron un aumento en la concentración de K en hojas. El contenido de N, Fe y Mn no cambió significativamente durante el experimento. El crecimiento de las plantas mejoró durante el primer año.

Así mismo Buckerfield y Webster (1998) en viñedos jóvenes en Australia, se encontraron que el diámetro del tronco y la longitud de brotes fueron mayores, cuando había composta. También la producción de uva se incrementó considerablemente, los grados brix aumentaron ligeramente, pero no hubo cambios significativos en el pH del jugo y en la acidez titulable.

A su vez, Buckerfield y Webster (1999) evaluó el efecto del lodo de depuradora de una planta de tratamiento de aguas residuales en el cultivo de tomate. El lodo fue secado y estabilizado durante cinco meses y luego fue aplicado en un suelo calizo a una dosis de 0,5 kg/m². Se obtuvo un incremento en el número de frutos en un 56% y el peso de frutos/ planta en casi un 63%.

De forma previa a este experimento y como parte de otro estudio se realizó un precomposteo que duró 15 días donde se muestreó el lodo residual en la planta tratadora ECOSYS, la toma de estiércol de caballo se llevó a cabo en la facultad de veterinaria UAEMéx. Se utilizaron recipientes de plástico cilíndricos de 20 L en donde se adicionó 5kg de estiércol equino y 1.5 kg de lodo residual en cada cubeta. Al término del precomposteo se adicionaron 25 individuos de lombriz de tierra (*Eisenia fetida*) a cada recipiente. El proceso de vermicomposteo tuvo una duración de 2 meses para su posterior aplicación en el cultivo de papa (Reyes, 2018).

Las características de los sustratos utilizados previos a la realización de la vermicomposta se describen a continuación (Tabla 1):

Tabla 1: Determinación del contenido de MO, pH, CE y textura en suelo, lodo residual y estiércol equino previo a la elaboración de la vermicomposta (Reyes, 2018).

	MO (%)	pH	CE (dS/m)	Textura
Suelo	2.7±0.2	5.6±0.07	1.18x10 ⁻³ ±0.5	Franco arenoso
Lodo residual	30.4±0.4	7.1± 0.4	3 ±0.2	-
Estiércol equino	8.62 ±0.4	7.4 ±0.6	7.00 ±0.0	-

Más adelante en el proceso de precomposteo y vermicomposteo se obtuvieron las siguientes características (tabla 2):

Tabla 2: Caracterización final del precomposteo y vermicomposteo monitoreados al final de cada proceso (Reyes, 2018).

	MO (%)	pH	CE (dS/m)	Temp. (C°)
Precomposteo	-	7.8	1.1	14
Vermicomposteo	50.5	7±0.1	1.9	14

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1. Hipótesis

A mayor cantidad de vermicomposta adicionada al suelo de cultivo de papa (*Solanum tuberosum*) existirá mayor actividad enzimática y respiratoria en el mismo, por lo que el incremento en la actividad biológica beneficiará a los suelos de cultivo de papa.

2.2. Objetivos

2.2.1. Objetivo general

Realizar pruebas bioquímicas y biológicas en tratamientos de vermicomposta para encontrar la dosis que beneficie al suelo asociado al cultivo de papa.

2.2.2. Objetivos particulares

- Evaluar la actividad de las enzimas catalasa y ureasa de un suelo de cultivo de papa adicionado con tres diferentes dosis de vermicomposta, para encontrar la dosis con mayor actividad enzimática
- Evaluar la actividad respiratoria de un suelo de cultivo de papa adicionado con tres diferentes dosis de vermicomposta, para conocer la dosis que posea una mayor actividad biológica.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Montaje del experimento

Se empleó un diseño completamente aleatorio con cinco tratamientos y seis repeticiones cada uno. Los tratamientos empleados fueron: CP+, suelo sin tratamiento de vermicomposta (control positivo); CP- sustrato comercial (Picmos) TP20, TP40 y TP60, suelo más vermicomposta en dosis 20 t/ha, 40 t/ha y 60 t/ha, respectivamente. Todos los tratamientos consistieron en macetas de 30 cm de diámetro y 20 cm de fondo las cuales fueron colocadas en un invernadero. En cada maceta se sembraron 5 tubérculos de papa en el suelo previamente preparado con la dosis de vermicomposta correspondiente.

3.2 Colecta y procesamiento de la muestra

La colecta de la muestra de suelo tuvo lugar en la facultad de Agronomía campus Tenancingo UAEMéx, se realizó en un tiempo inicial (antes del transplante de la papa a la maceta) y en un tiempo final (siete meses después del transplante) cuando se empezaron a notar tubérculos.

El muestreo se realizó tomando en una bolsa plástica suelo de cada maceta en diferentes puntos (esquinas y centro) para homogeneizar la muestra obtenida, hasta alcanzar aproximadamente 150 g. por maceta a una profundidad de 0 a 15 cm de la superficie, se etiquetaron y fueron transportadas a la Facultad de Ciencias UAEMéx donde se dividieron en dos partes para cumplir con los requerimientos de los análisis. Una porción fue congelada a -9°C para los análisis bioquímicos y otra fue puesta a secar al aire para los análisis fisicoquímicos, una vez seca, se tamizó a través de una malla de 2 mm.

3.3 Análisis de laboratorio.

Los análisis del suelo se llevaron a cabo en el laboratorio de edafología y medio ambiente de la facultad de ciencias UAEMéx. Bajo los procedimientos estipulados en la NOM-021 (SEMARNAT, 2000) El primer análisis realizado fue el pH; mediante el método AS-02. Mientras que la conductividad eléctrica se midió mediante el método AS-18. Posteriormente se realizó el análisis de MO por cenizas, donde es calcinada la MO y calculada por diferencia de peso (Moreno *et al.* 2017). La actividad respiratoria fue evaluada por el método de Alef y Nannipieri (1995) a. través de la cuantificación de CO₂ desprendido por medio de la captación en solución de NaOH y su titulación con HCl a la misma concentración que el NaOH. La determinación de humedad fue realizada por medio del método de Alef y Nannipieri, (1995). Finalmente la actividad enzimática ureasa y catalasa fueron realizadas por el método de Tabatai y Bremen (1994), (se basa en la determinación del amonio liberado después de la incubación de las muestras de suelo con solución de urea) y por el método de Johnson-Temple (1964) (se basa en la adición de una determinada cantidad de H₂O₂ y la incubación de la mezcla, provocando la descomposición del H₂O₂ en H₂O y O₂)

3.4. Análisis estadístico

Se realizó un Anova y una prueba de LSD para conocer la diferencia entre las medias de las variables cuantificadas entre los tratamientos; asimismo, se realizó una prueba de “t de student” para comparar los dos tiempos de muestreo. Los análisis se hicieron con el paquete estadístico “Statgraphics Centurión” con un nivel de confianza del 95%

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. pH

El pH en el tiempo inicial (Figura 1), presentó diferencias estadísticamente significativas ($F_{(4,55)} = 3.65$, $P < 0.05$), los tratamientos TP20 (7.53 ± 0.12), TP40 (7.53 ± 0.21) tuvieron los valores más altos, seguidos de TP60 (7.39 ± 0.12), CP+ (7.32 ± 0.33) y CP- (7.29 ± 0.09).

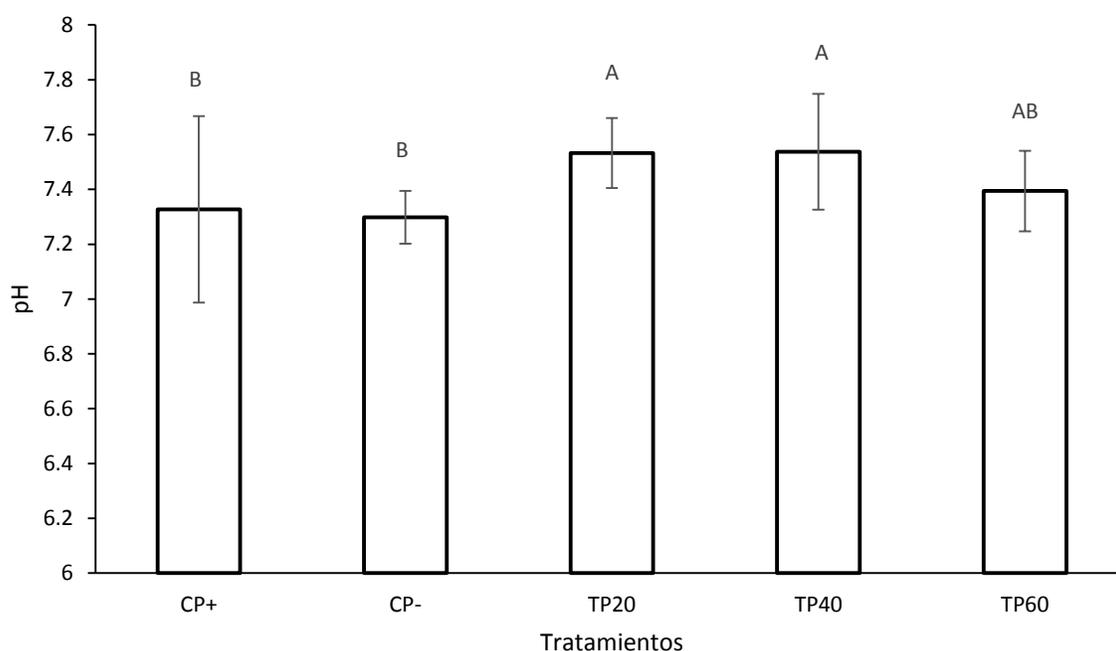


Figura1: pH en el tiempo inicial en el suelo de cultivo de papa.

Según investigaciones de Ibarra *et al.* (2000) el pH de los controles son considerados neutros, mientras que el de los tratamientos medianamente alcalinos; De acuerdo a la norma NOM-021-SEMARNAT (2000) y con Ibarra *et al.* (2000) se considera que estos pH son ideales y se considera que los nutrientes presentan una adecuada disponibilidad (Silva, 2014).

En el tiempo final (Figura 2), también se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($F_{(4,55)} = 11.23$, $P < 0.05$), el tratamiento CP- (7.17 ± 0.07) es el más

alto, los tratamientos TP40 (7.02 ± 0.19) y TP60 (7.08 ± 0.29) mostraron valores similares a CP-, seguido por TP20 (6.87 ± 0.40) y finalmente CP+ (6.49 ± 0.29) con un valor más bajo.

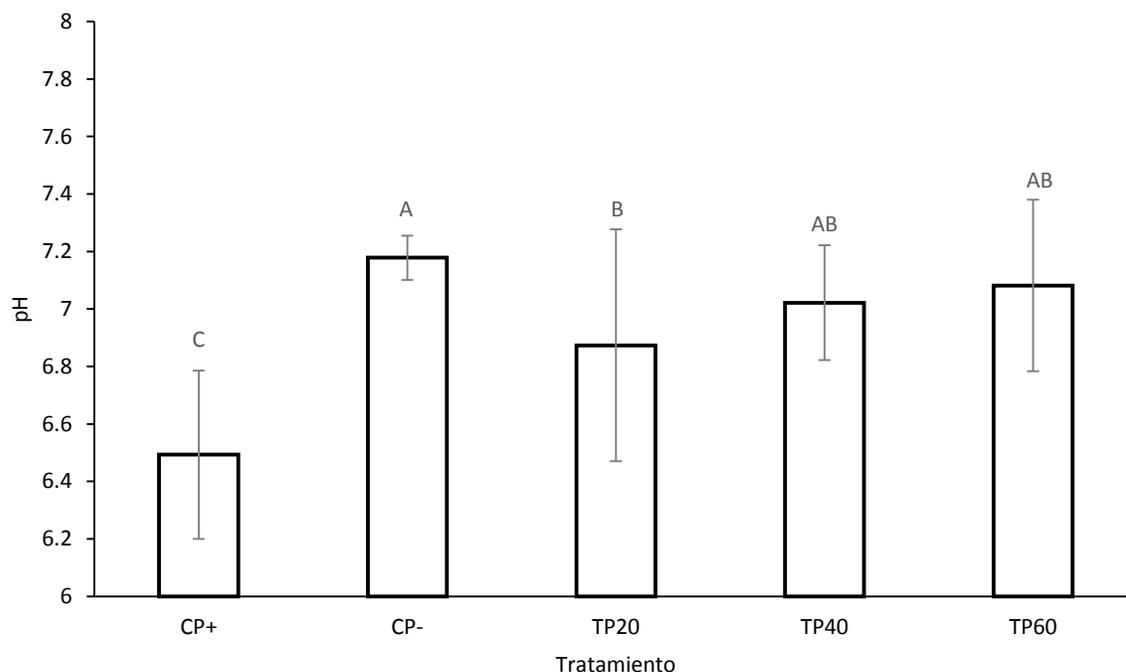


Figura 2: pH en el tiempo final en el suelo de cultivo de papa.

El pH del tratamiento CP+ se considera moderadamente ácido, mientras que el resto se consideran neutros (Ibarra *et al.* 2009). También se puede decir que las muestras están dentro de los límites óptimos para el crecimiento vegetal de acuerdo con la NMX-FF-109-SCFI (2007), que reporta un valor desde 5.5 hasta 8.6. Los valores de este estudio concuerdan con lo citado por Sosa (2012), quién estima que valores desde 6.2 hasta 10.2 son benéficos para los suelos. Según Donoso (2013), un valor menor a 5.3 produce dificultades en la absorción de Ca y Mg, y por lo tanto las principales bases son reemplazadas por iones H^+ , lo que intensifica un lavado de bases y movilización de aluminio. Por otro lado, altas concentraciones de H^+ producen cambios en la abundancia y actividad de los organismos del suelo, donde bacterias y lombrices disminuyen su actividad y adquieren una mayor relevancia los hongos, asociado a una baja diversidad específica (Buch y Osorio, 2007).

Al comparar el tiempo inicial y final, se observó que excepto para CP-, los tratamientos presentaron una disminución estadística significativa al finalizar el experimento ($p < 0.05$), de manera que en CP+ disminuyó 12.7%, en TP20 9.6%, TP40 7.2% y en TP60 4.6%). Los valores de pH encontrados en ambos tiempos se encuentran dentro de lo reportado en la NOM-021-SEMARNAT-2000.

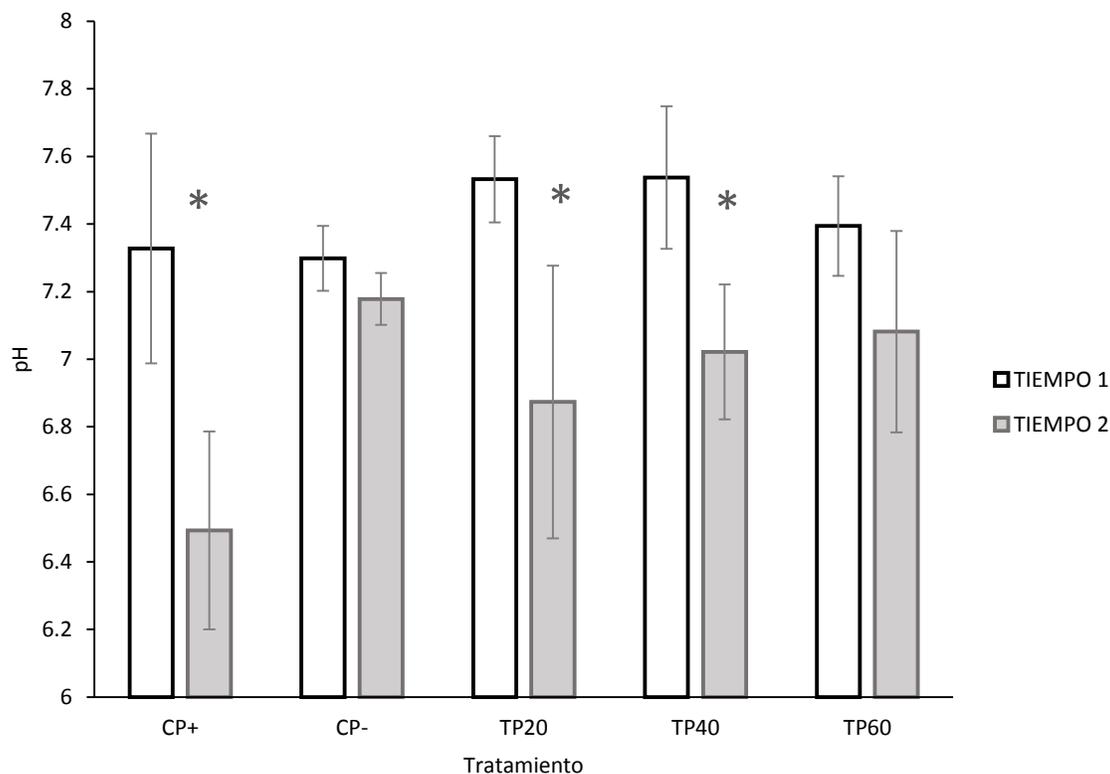


Figura 3: Comparación de pH en el tiempo inicial y final en el suelo de cultivo de papa (* Indica diferencias entre los tiempos).

Se conoce que la aplicación de vermicomposta con carácter básico a suelos ácidos produce un aumento del pH; Sin embargo, en suelos neutros o ligeramente alcalinos no se observan cambios aparentes, ya que la vermicomposta desempeña el papel de una sustancia amortiguadora (Ramírez, 2007).

También el pH en los suelos puede afectar el crecimiento vegetal de dos formas principalmente; puede modificar la disponibilidad de los nutrientes: para que las raíces de las plantas puedan absorber los distintos nutrientes, éstos deben estar

disueltos. Valores extremos de pH pueden provocar la precipitación de ciertos nutrientes con lo que permanecen en forma no disponible para las plantas. A su vez el pH puede alterar al proceso fisiológico de absorción de los nutrientes por parte de las raíces; todas las especies vegetales presentan intervalos característicos de pH en los que su absorción es idónea (Sosa, 2012).

4.2. Conductividad Eléctrica (CE)

El tratamiento con mayor CE en el tiempo inicial (Figura 4) es el CP- (336.5 ± 106.1), con respecto al resto de los tratamientos CP+ (127.5 ± 101.2), TP20 (115.9 ± 41.4), TP40 (115.0 ± 28.3) y TP60 (131.8 ± 44.2) los cuales presentan valores similares entre ellos ($F_{(4,55)} = 21.27, P > 0.05$).

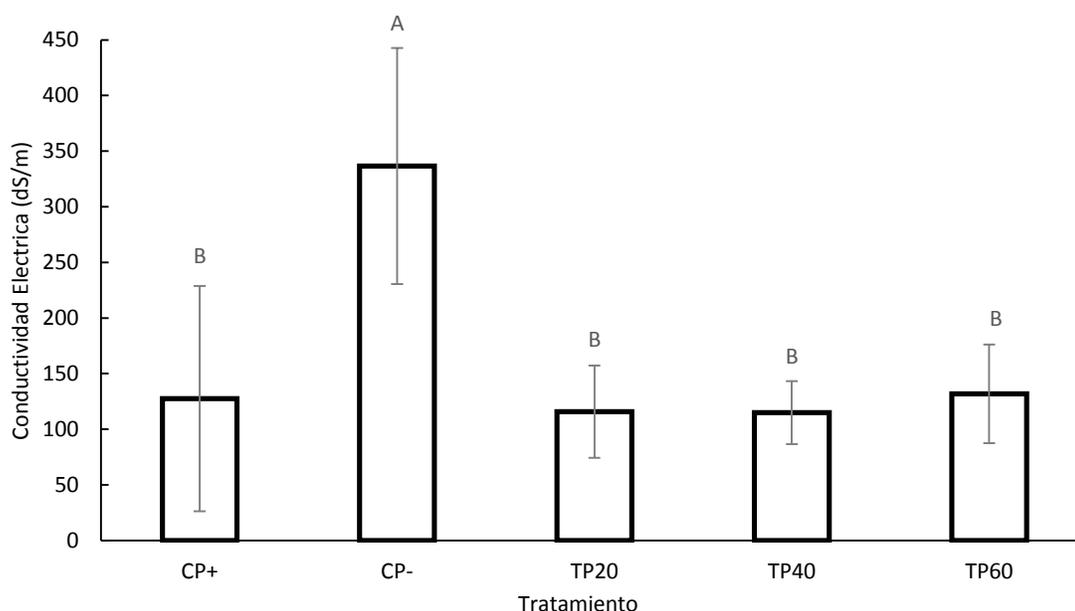


Figura 4: CE en el tiempo inicial en el suelo de cultivo de papa.

La concentración de sales solubles presente en el suelo se mide mediante la CE esto significa que a mayor CE, mayor es la concentración de sales. Una CE baja facilita el manejo de la fertilización y se evitan problemas por fitotoxicidad en el cultivo

(Gallart, 2017). La CE es un indicador de madurez y estabilidad de la vermicomposta, ya que un alto contenido de sal puede conducir directamente a la fitotoxicidad (Barrena *et al.*, 2014).

En el tiempo final (Figura 5) el tratamiento CP- (385.75 ± 93.8) es el que tiene una mayor CE con respecto al resto de los tratamientos (CP+ (169.91 ± 40.56), TP20 (131.5 ± 30.30), TP40 (145.41 ± 30.05) y TP60 (151.33 ± 38.2)), los cuales presentan valores similares entre ellos ($F_{(4,55)} = 49.60$, $P > 0.05$).

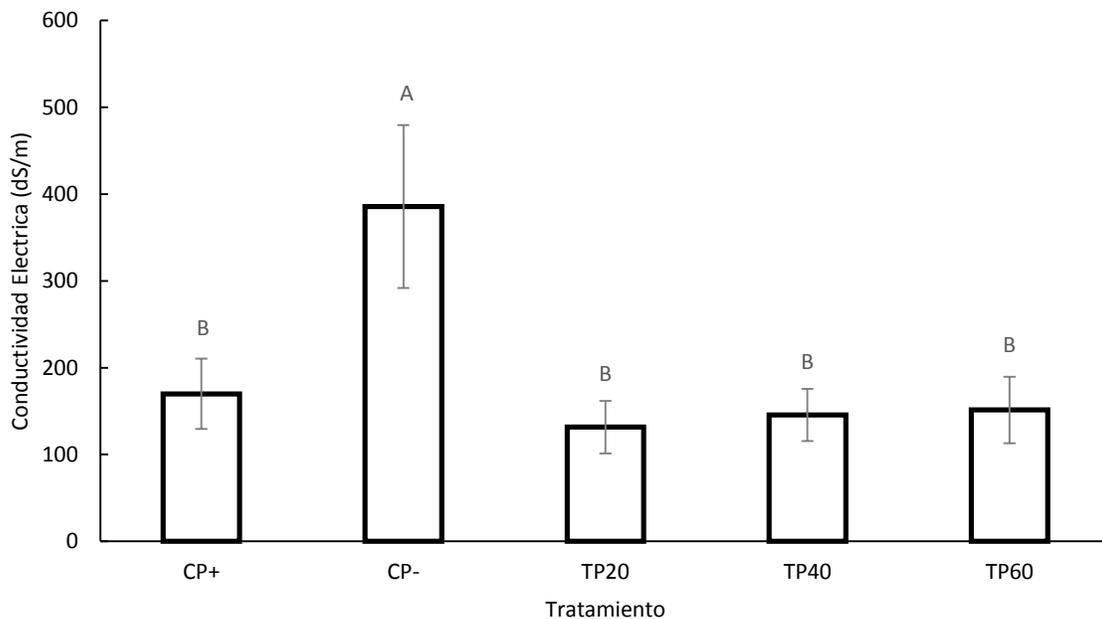


Figura 5: CE en el tiempo final en el suelo de cultivo de papa.

Durante el desarrollo del cultivo, la CE del sustrato puede incrementar por diversas razones como (Gallart, 2017):

- 1) La presencia de fertilizantes insolubles, como los de liberación lenta.
- 2) La incorporación de una cantidad de fertilizante superior a las absorbidas o lixiviadas.
- 3) Cuando el sustrato tiene una alta capacidad de intercambio catiónico y al mismo tiempo, se descompone liberando nutrientes.

El aumento de CE en los tratamientos podría ser debido a la liberación de diferentes sales minerales en formas disponibles, como fosfato, amonio y potasio como sucede comúnmente con los fertilizantes insolubles (Garg *et al.*, 2006).

4.3. Materia Orgánica (MO)

En el tiempo inicial (Figura 6) el porcentaje de MO fue más alto para el tratamiento TP60 ($22.7 \pm 1.3\%$), mientras que el resto de los tratamientos fueron similares entre ellos ($F_{(4,20)} = 23.84$, $P > 0.05$). Los valores obtenidos fueron: CP+ $16.5 \pm 1.5\%$, CP- $16.5 \pm 0.8\%$, TP20 $16.3 \pm 1.3\%$ y TP40 $16.6 \pm 1.0\%$.

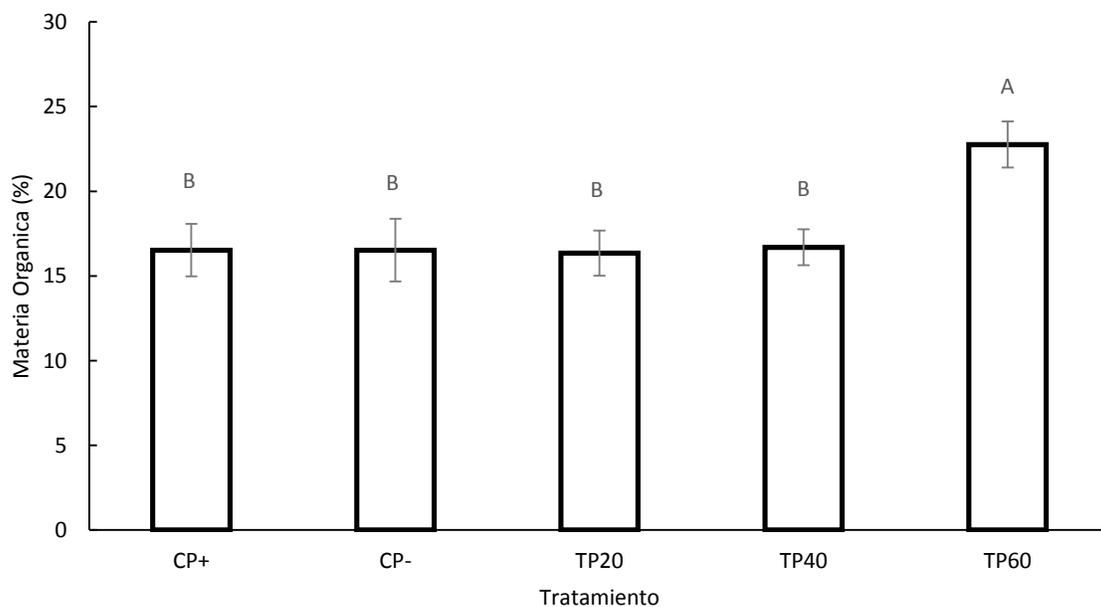


Figura 6: Porcentaje de MO tiempo inicial del suelo de cultivo de papa

Fuentes *et al.* (2006) y Lehtinen *et al.* (2014), reportaron que el efecto de la incorporación de vermicomposta impacta directamente en el contenido de MO y nutrientes principalmente de N y P ya que la mayoría del N que se encuentra en el suelo (98%) se asocia con el material orgánico.

En el tiempo final (Figura 7) los tratamientos TP20 ($22.8 \pm 4.9\%$), TP40 ($24.5 \pm 2.6\%$) y TP60 ($22.6 \pm 3.7\%$) tuvieron porcentajes similares con mayor contenido de M.O., mientras que CP+ ($17.4 \pm 0.4\%$) y CP- ($17.6 \pm 1.5\%$) son de porcentajes similares y menores a los 3 anteriores ($F_{(4,20)} = 6.79$, $P < 0.05$).

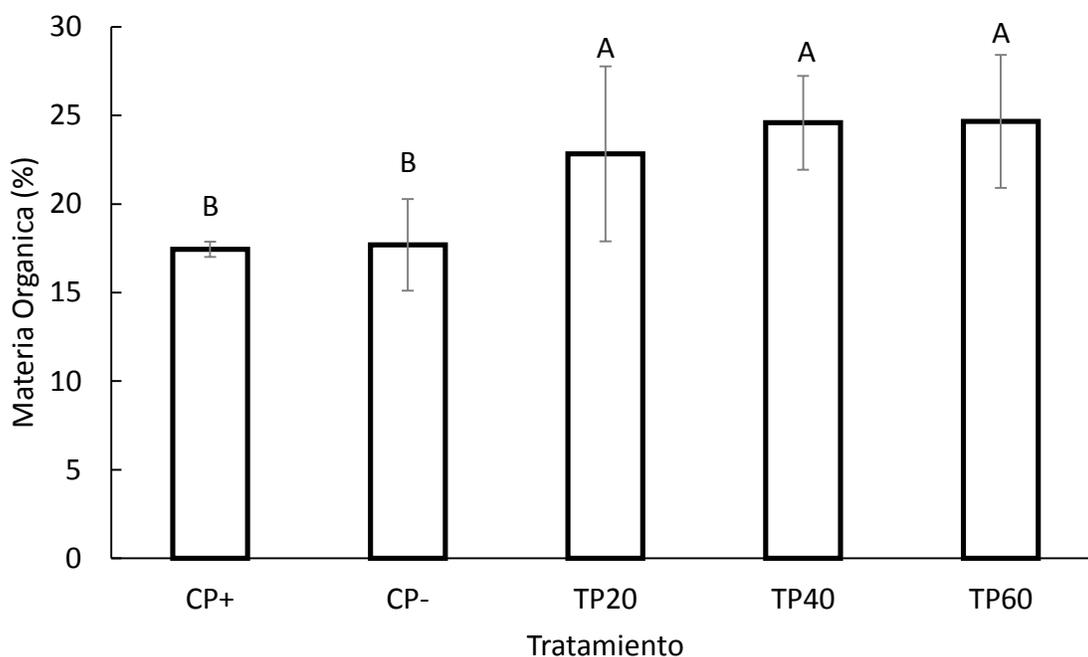


Figura 7: Porcentaje de MO tiempo final del suelo de cultivo de papa

Los resultados de este estudio coinciden con el trabajo de Lehtinen (2014), en el que demostró que el aumento en la MO puede beneficiar al suelo a lo largo del tiempo, siempre que no disminuya la disponibilidad de N.

Investigaciones previas citadas por Julca-Otiniano (2006), señalan que la MO tiene un efecto positivo sobre diversas funciones de la planta; por ejemplo, a nivel de células y órganos, ya que tiene un efecto estimulante para la formación de raíces, al acelerar la diferenciación del punto de crecimiento, esto debido a que los microorganismos existentes en la vermicomposta auxilian a la planta en su nutrición. Los microorganismos que se alimentan de la MO son los descomponedores, que participan en la mineralización de compuestos orgánicos, dejando disponibles

nutrientes para las plantas, a través del tiempo y espacio. Por ello, al aplicar MO se incrementa la biomasa microbiana del suelo. Se ha encontrado que los suelos fertilizados convencionalmente son generalmente altos en P y K, mientras que los suelos fertilizados con vermicomposta tienen un mayor contenido de C, Ca, Mg, Mn, Cu y Zn (Julca-Otiniano, 2006).

Al comparar el tiempo final con respecto al inicial (Figura 8) se encontró un aumento significativo del contenido de MO en los tratamientos ($P < 0.05$) TP20 (26.17%), TP40 (32%); mientras que en CP+ (5.1%) CP- (6.25%) y TP60 (0.44%) no hubo un incremento estadísticamente significativo ($P > 0.05$).

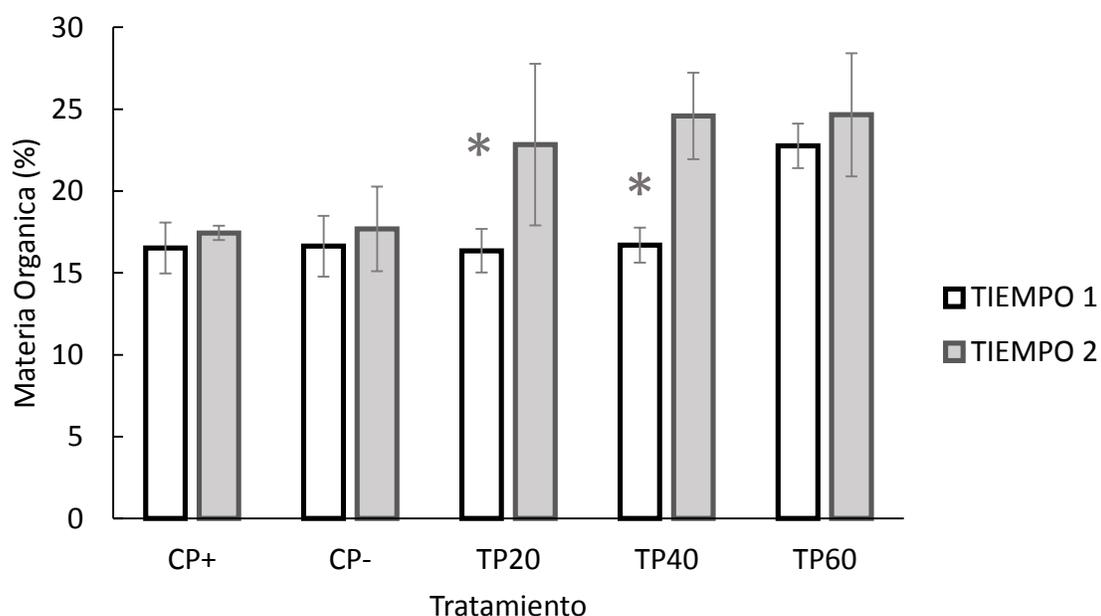


Figura 8: Comparación de porcentaje de MO tiempo inicial y final del suelo de cultivo de papa (* indica diferencias entre los tiempos).

La MO procede de microorganismos y macroorganismos muertos del suelo con diferentes tiempos de descomposición (Madigan *et.al.*, 2009), se puede señalar que el aumento en la MO en el experimento puede deberse a la cantidad de carbono que

fue adicionado con la vermicomposta, ya que contiene lodos residuales y estiércol equino (Reyes, 2018).

La MO tiene un papel muy importante en la disponibilidad de los nutrientes del suelo, por lo tanto, su aumento; puede mejorar la capacidad de autoprotección. Investigaciones cuales señalan que con aplicaciones periódicas de vermicomposta se incrementa la cantidad de microorganismos presentes en el suelo los cuales participan en los ciclos de los nutrientes (Jin *et al.*, 2009).

Cada nutriente tiene su propio ciclo, pero todos requieren de organismos para sus transformaciones, existen microorganismos en el suelo que liberan promotores del crecimiento para las plantas, otros que son antagonistas de enfermedades y plagas, por lo que reducen los problemas sanitarios de los cultivos. Todas estas funciones están muy influenciadas por el aumento en el contenido de MO de los suelos. Los altos niveles de MO están asociados con el incremento de la agregación, menor erosión y escorrentía superficial, mejor infiltración, movimiento y la retención de agua, la capacidad de intercambio catiónico, disponibilidad de nutrientes, el vigor de los cultivos y la reducción de la presión de plagas y enfermedades de plantas (supresión), entre otras factores favorables del suelo (Barzegar *et al.*, 2002).

4.4. Actividad Respiratoria

En el tiempo inicial (Figura 9) el tratamiento TP40 (329.7 ± 67.1) fue el que tuvo mayor actividad respiratoria, seguido de CP- (304.0 ± 38.9), TP60 (272.1 ± 44.9), TP20 (246.1 ± 40.7) y finalmente CP+ (233.9 ± 132.8).

La actividad respiratoria de los tratamientos refleja un comportamiento lineal en los primeros dos días, a partir del día 2 hasta el 8 el comportamiento es de tipo exponencial, llegando al inicio de la fase estacionaria a partir del día 8 en adelante (Madigan *et al.*, 2009).

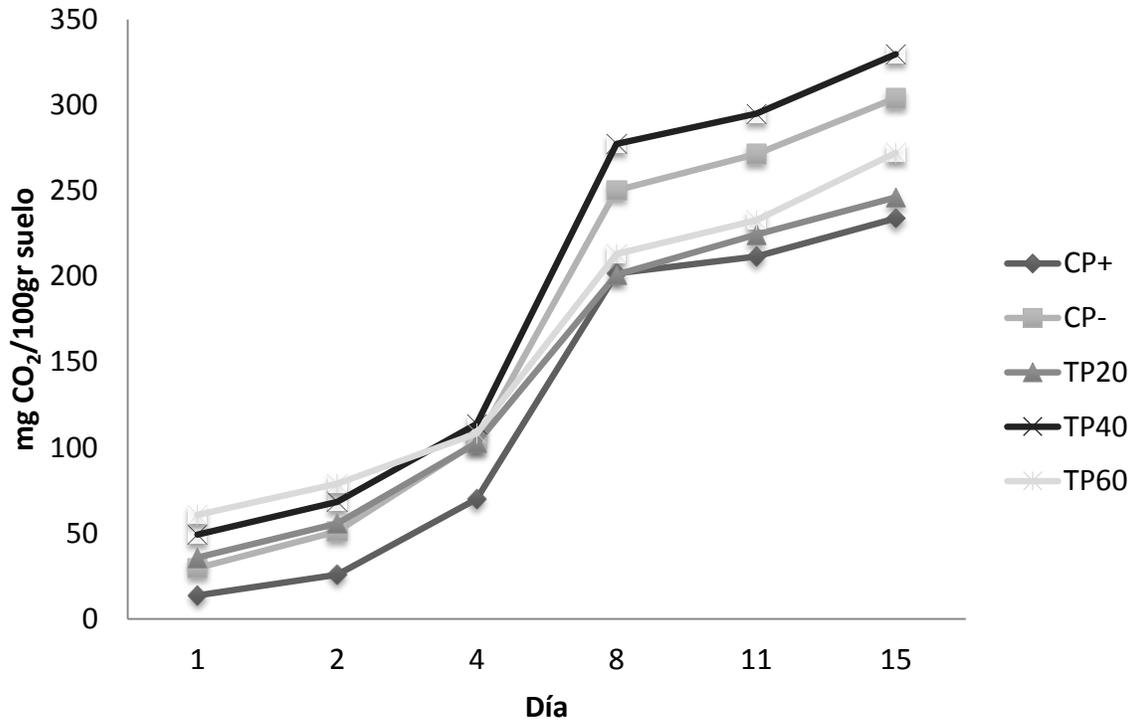


Figura 9: Actividad respiratoria tiempo inicial del suelo de cultivo de papa.

Estudios previos como el de Komilis *et al.* (2011), informan en sus trabajos que la concentración de CO₂ que se produce al principio en el suelo es alto debido a que la población microbiana se reproduce a gran velocidad a partir de la asimilación de la materia orgánica (Madigan *et al.*, 2009; Komilis *et al.*, 2011).

En el tiempo final (Figura 10) el tratamiento TP40 (249.4 ± 20.2) tuvo mayor actividad respiratoria, seguido de CP- (285.3 ± 52.2), TP60 (242.3 ± 47.4), TP20 (247.3 ± 50.7) y finalmente CP+ (180.2 ± 22.9).

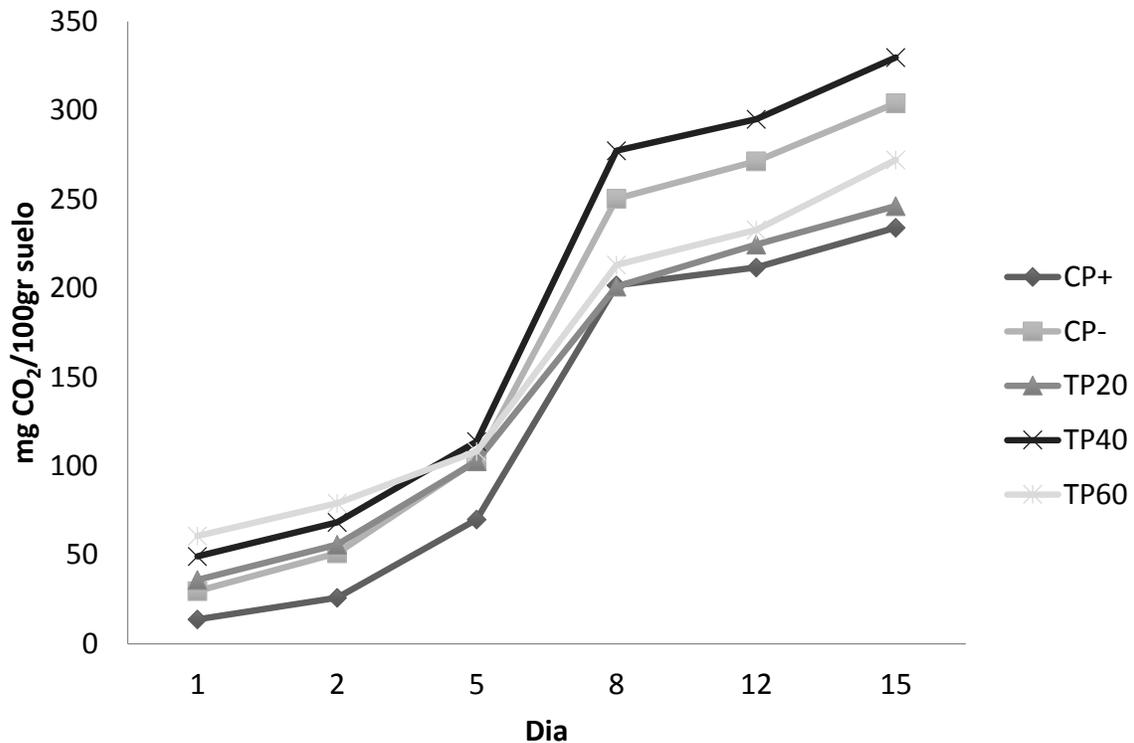


Figura 10: Actividad respiratoria tiempo final del suelo de cultivo de papa.

En el tiempo final el comportamiento de la actividad respiratoria de los tratamientos es similar a la inicial; es decir, refleja una curva de crecimiento microbioano (Madigan *et al.*, 2009); sin embargo, la actividad respiratoria de este tiempo fue menor al anterior, esto debido posiblemente a que los microorganismos terminaron por estabilizar la MO por el proceso de mineralización y humificación (Hernández, 2011).

Esta disminución de la actividad respiratoria se sustenta en estudios como el de Beesley (2014) y Hernández (2011), donde señala que cuando existe una adición de residuos orgánicos como lo es la vermicomposta habrá una mayor actividad respiratoria esto se le atribuye a la presencia de MO lábil ya que la adición de residuos orgánicos estimula el proceso de mineralización del carbono, lo que hace que haya mayor respiración del suelo. Debido a los resultados obtenidos en el análisis se puede asumir que en el tratamiento TP40 existe mayor cantidad de carbono lábil, mientras que en el tratamiento TP60 puede que exista mayor cantidad

de carbono recalcitrante, ya que al adicionar vermicomposta se adiciona una repoblación de microorganismos y nutrientes disponibles, por lo que pudo ocurrir una saturación o bien el tratamiento llegó a una fase estacionaria más rápido, por lo que en su gráfica puede tratarse del inicio de la fase estacionaria (Madigan, 2009).

La actividad biológica de los suelos fertilizados con vermicomposta es mayor que la actividad respiratoria de aquellos que son fertilizados con abonos minerales (Denes *et al.*, 2015). Por este motivo se puede decir que en el tratamiento TP20 disminuyó la actividad respiratoria ya que la dosis de vermicomposta era baja y se comportó en su mayoría como un suelo fertilizado con fertilizante mineral.

La aplicación de enmiendas orgánicas como la vermicomposta, no solo incrementa la MO del suelo si no que permite el incremento de la vegetación natural para mantener la alta biomasa microbiana (Henández, 2011). Pascual *et al.* (2000), mencionan que se puede utilizar la respiración para medir la recuperación de suelo, dañado por causa un mal manejo agrícola debido a la adicción de compuestos dañinos como los fertilizantes químicos, el observó que las mayores tasas de C-CO₂ desprendido fueron obtenidas en los tratamientos con enmiendas orgánicas aplicadas. Esta situación se observa también en este experimento con el tratamiento TP40.

4.5. Ureasa

En el tiempo inicial la actividad enzimática (Figura 12) de la ureasa no presentó diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{(4,20)}=1.13$, $P>0.05$), los valores obtenidos fueron: CP+ (11.8 ± 2.3), CP- (10.7 ± 3.08), TP20 (13.5 ± 2.35), TP40 (12.9 ± 2.52) y TP60 (10.7 ± 3.08) μg de NH₄.

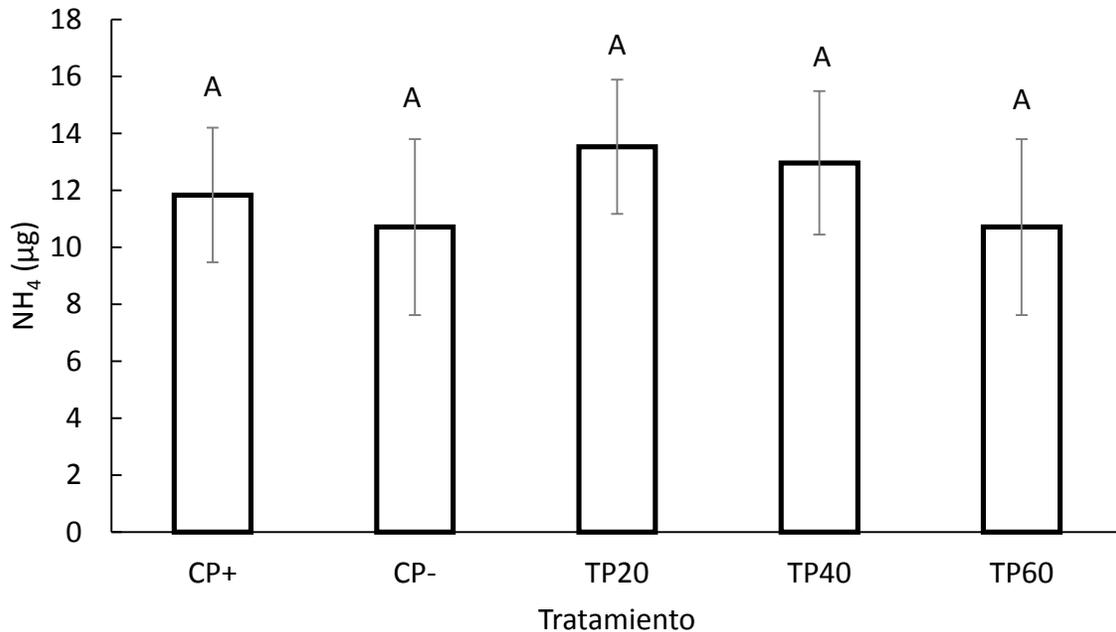


Figura 12: Actividad enzimática ureasa tiempo inicial del suelo de cultivo de papa.

Al comparar los tratamientos a diferentes dosis de vermicomposta y los controles no son estadísticamente diferentes, probablemente debido a que los microorganismos comienzan a adaptarse al medio, es decir se encuentran en una fase de latencia, la cual puede durar varias horas o incluso días (Madigan *et al.*, 2009)

En el tiempo final (Figura 13), la actividad enzimática de la ureasa fue mayor en el tratamiento TP60 (14.6 ± 2.35) donde se distinguen diferencias significativas, mientras que el resto de los tratamientos tuvieron valores similares entre ellos ($F_{(4,20)} = 9.18, P > 0.05$), los cuales son: CP+ (7.8 ± 2.35), CP- (6.7 ± 1.54), TP20 (8.4 ± 1.9) y TP40 (7.8 ± 3.0) µg de NH₄.

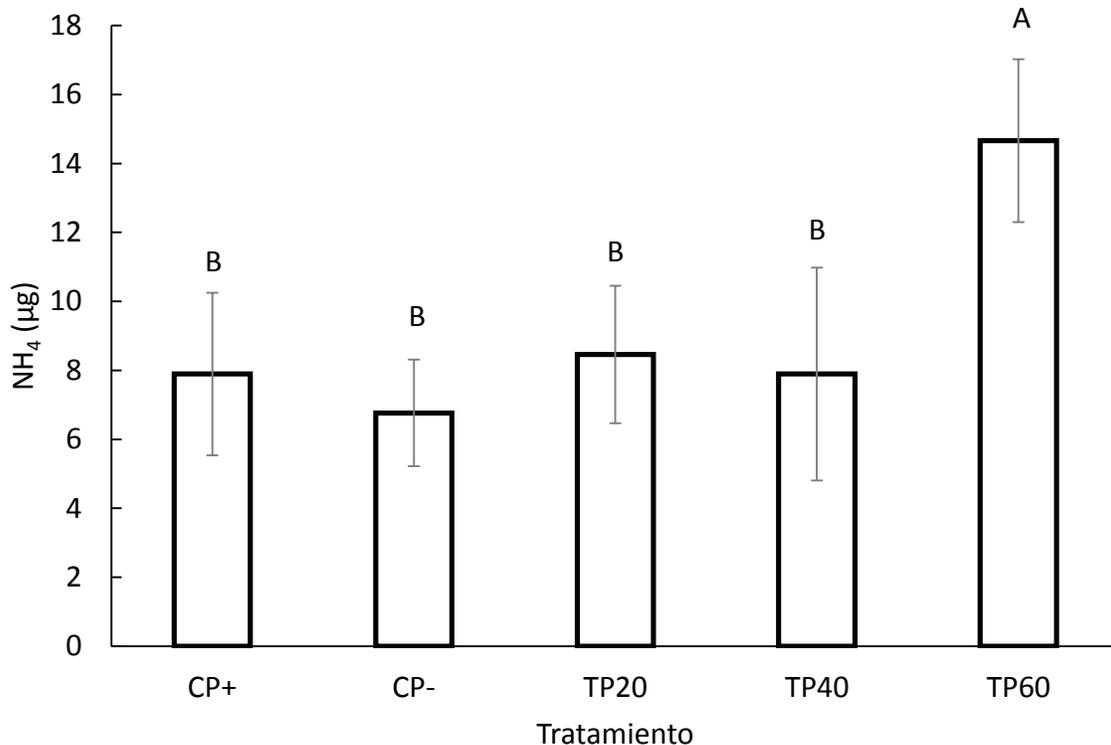


Figura 13: Actividad enzimática ureasa tiempo final del suelo de cultivo de papa

Melgarejo *et al.* (1997), Reportan que la disponibilidad de algunas enzimas como la ureasa y la catalasa pueden llegar a estar más disponibles por efecto del pH, humedad, y aireación, por lo que se puede decir que el tratamiento TP60 tuvo mayor actividad enzimática debido a que las condiciones del suelo (tales como humedad y pH) son más adecuadas, y a su vez condujo a una probable mayor mineralización del carbono.

Benítez (2015), comenta que la actividad enzimática de la ureasa puede llegar a disminuir considerablemente porque los sustratos nitrogenados se consumen en los primeros meses del proceso de degradación de la materia orgánica en el suelo.

Al hacer la comparación de tiempos (Figura 14), se encontraron diferencias en todos los tratamientos, sin embargo solo en TP60 ($t=2.27$, $p<0.05$) hubo un incremento de 26.7% en la actividad enzimática de la ureasa, mientras que en los tratamientos CP+ (disminución del 51.2%) ($t=2.64556$, $p<0.05$), CP- (disminución del 59.7%) ($t=2.55$,

$p < 0.05$), TP20 (disminución del 60.7%) ($t = 3.67$, $p < 0.05$) y TP40 (disminución del 65.3%) ($t = 2.84$, $p < 0.05$) hubo un deceso en la actividad de la ureasa.

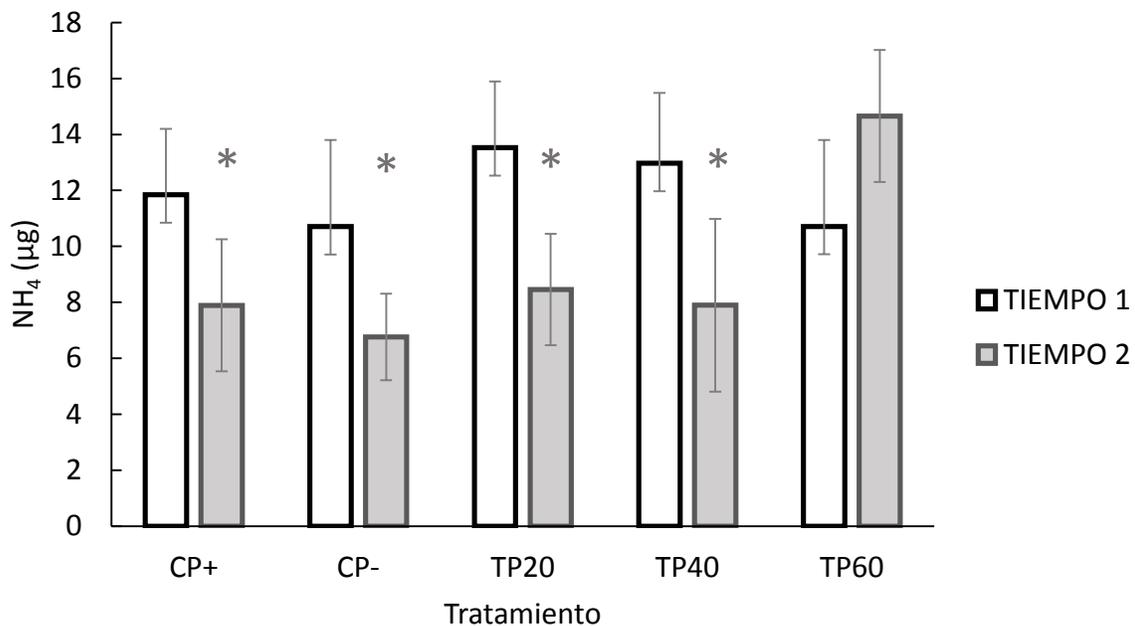


Figura 14: Comparación de la actividad enzimática ureasa tiempo inicial y final del suelo de cultivo de papa (* indica diferencias entre tiempos).

Tadano *et al.* (1993), realizaron un estudio donde la actividad enzimática ureasa aumentó de acuerdo a la mayor dosis de vermicomposta que se le agregaba al suelo de cultivo. Por lo que una adición mayor incremento la actividad enzimática debido a que se incrementa la población microbiana y a su vez la cantidad de carbono labil presente en el suelo, lo cual es lo que se observa en el tratamiento TP60. Mientras que en las diferentes dosis de vermicomposta y los controles se presentó una reducción de la actividad enzimática debido, posiblemente, a la presencia de amoníaco (producto de la reacción enzimática de la ureasa) en el suelo, ya que a una menor dosis de vermicomposta existe un agotamiento de nutrientes más rápido incluido el nitrógeno (elemento ligado a la actividad ureasa), este compuesto puede motivar la disminución de la actividad de ureasa (Tadano *et al.*, 1993; Ferreras, 2009).

4.6. Catalasa

En el tiempo inicial (Figura 15) el tratamiento CP+ (0.03 ± 0.01) fue el que presentó mayor actividad enzimática, seguido por los demás tratamientos: CP- (0.02 ± 0.00), TP20 (0.02 ± 0.00), TP40 (0.01 ± 0.00) y TP60 (0.02 ± 0.01) Moles de H_2O_2 /gh no existiendo diferencias significativas entre ellos ($F_{(4,55)} = 2.12, P > 0.05$).

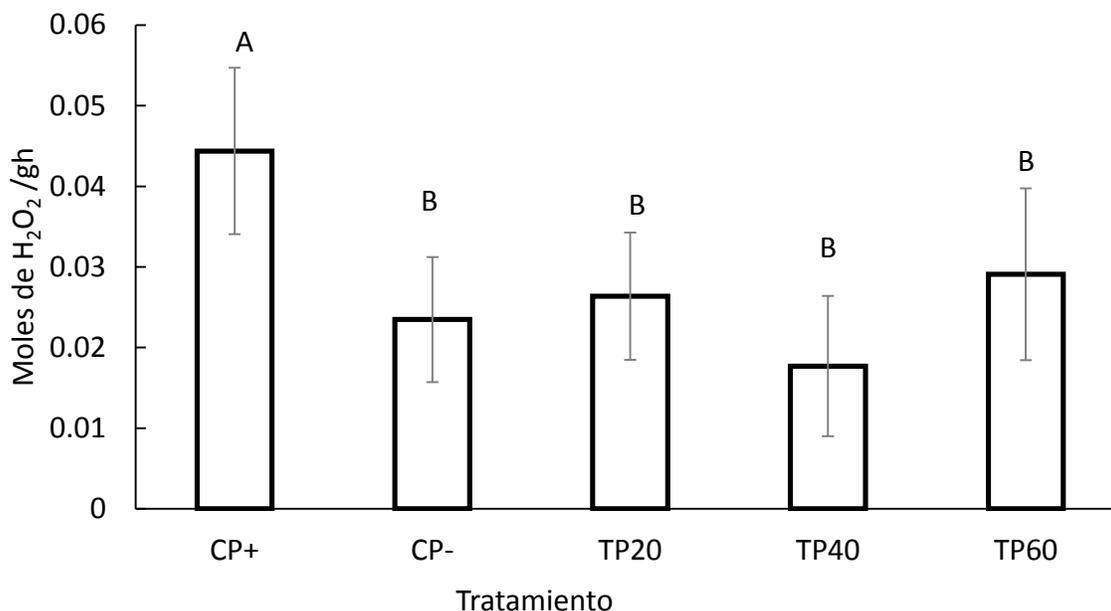


Figura 15: Actividad enzimática catalasa tiempo inicial del suelo de cultivo de papa.

En el control C+ es mayor la actividad de la enzima catalasa con respecto a los otros tratamientos, debido a que los microorganismos ya están adaptados al medio edáfico, razón por la cual su estado de latencia es muy corto, mientras que en los demás tratamientos apenas comienzan a adaptarse (Madigan *et al.*, 2009).

La actividad enzimática de catalasa suele emplearse para estudiar el metabolismo de los microorganismos que están presentes en el proceso de vermicompostaje, debido a su alta sensibilidad a los diferentes cambios ambientales que pueden llegar a presentarse (Xue *et al.*, 1013 y Tejada *et al.*, 2015).

En el tiempo final (Figura 16) el tratamiento CP- (0.04 ± 0.00) fue el de actividad enzimática más elevado, mientras que el resto de los tratamientos tuvieron valores

menores, los cuales fueron CP+ (0.03 ± 0.01), TP20 (0.03 ± 0.02), TP40 (0.02 ± 0.01) y TP60 (0.02 ± 0.00) ($F_{(4,55)} = 4.52$, $P < 0.05$).

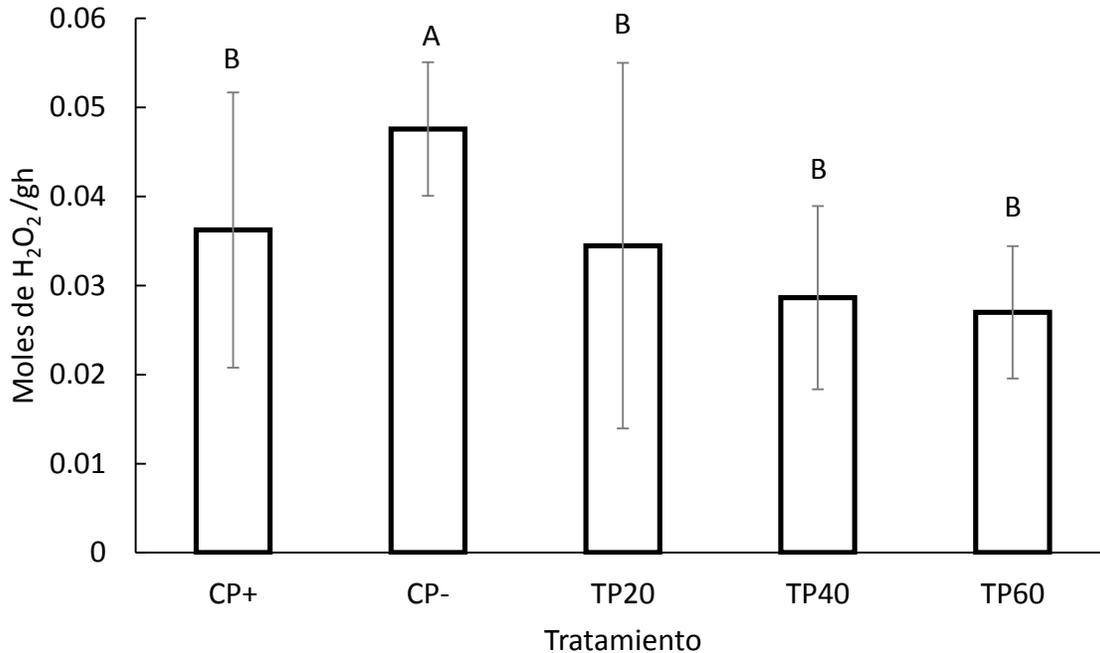


Figura 16: Actividad enzimática catalasa tiempo final del suelo de cultivo de papa.

La catalasa se considera como uno de los componentes claves de la defensa celular contra el estrés oxidativo que es generado durante el metabolismo microbiano (Miyatake y Iwabuchi, 2006). En los tratamientos control las enzimas deben ser procesadas por los microorganismos ya que no hay muchos nutrientes disponibles en comparación con los tratamientos con vermicomposta, por lo que existe mayor actividad por parte de los microorganismos con estas enzimas, mientras que en los tratamientos con vermicomposta el carbono ya está disponible, por lo que los microorganismos no necesitan de la enzima catalasa para liberarlo (Gerard *et al.*, 2007; Madigan *et al.*, 2009).

Al hacer la comparación de tiempos (Figura 17), entre el tiempo inicial y final del muestreo se encontró que existen diferencias en los tratamientos CP- (incremento del 50%) ($t=7.73$, $p < 0.05$) y TP40 (incremento del 50%) ($t=2.81$, $p < 0.05$), mientras

que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos CP+ (disminución 0.0%) ($t= 1.51, p>0.05$), TP20 (incremento de 33.3%) ($t=1.17, p>0.05$) y TP60 (disminución de 0.0%) ($t=0.55, p>0.05$).

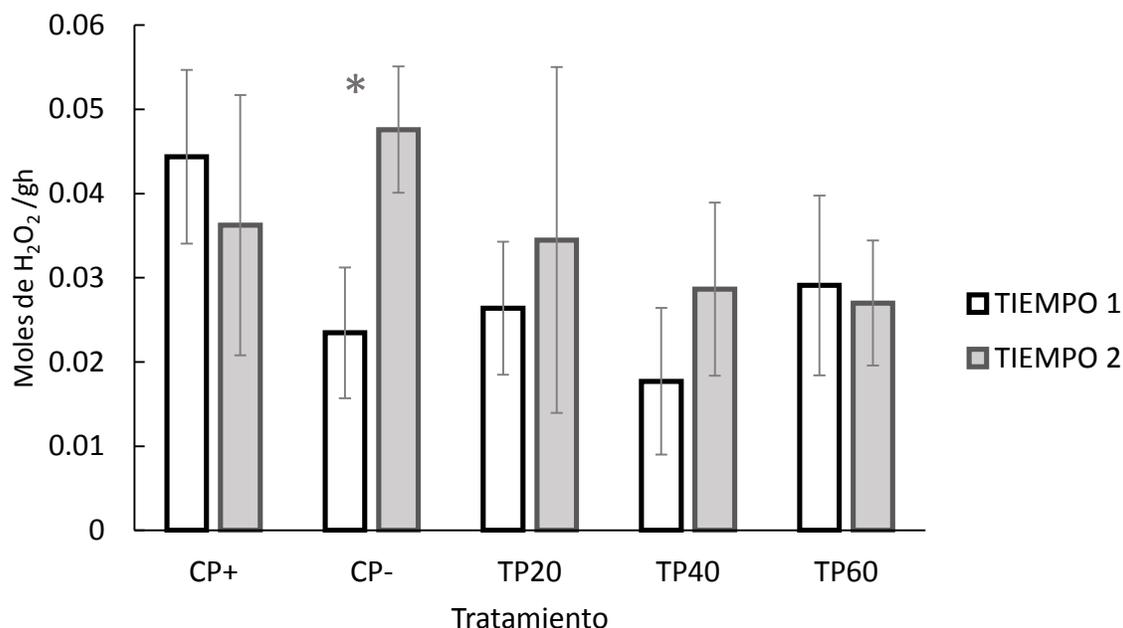


Figura 17: Comparación de la actividad enzimática catalasa tiempo inicial y final del suelo de cultivo de papa (* indica diferencias entre tiempos).

Al comparar los dos tiempos podemos observar que prevalece el aumento de la actividad de la enzima catalasa en la mayoría de los tratamientos, excepto en el control CP+ donde existe una disminución de la actividad enzimática, y en TP60 en el cual la tendencia es similar en los dos tiempos (inicial y final).

Se asume que donde se observa un aumento en la actividad enzimática, se debe probablemente al incremento en la propia biomasa microbiana que genera dichas enzimas, o al aumento en la cantidad de los sustratos (Tejada *et al.*, 2006). Mientras que donde no hubo un cambio (TP60) indica que posiblemente el tratamiento se encuentra en un estado estacionario, donde la población de microorganismos no presenta un incremento ni un descenso neto en el número de células, ya que el número de células que mueren es proporcional al que crece (Madigan, 2009), por lo

que la actividad enzimática es similar en ambos tiempos. Finalmente donde existió una disminución de la actividad de la enzima catalasa (CP+) es debido a una ausencia de carbono lábil y por consiguiente un exceso de carbono recalcitrante (Vargas *et al.*, 2010).

5. CONCLUSIONES

El porcentaje de MO es un indicador de la cantidad de nutrientes disponibles en el suelo; La dosis media de vermicomposta TP40 (24.58 ± 2.64) al final del estudio fue la que aportó el mayor porcentaje y tuvo una respuesta favorable con respecto a los otros tratamientos siendo de un 7% mejor en su contenido de MO.

La actividad respiratoria es un indicador biológico, en ambos intervalos de muestreo el tratamiento TP40 presentó los valores más elevados (tiempo inicial: 329.78 ± 67.16 , tiempo final 249.43 ± 20.22) por lo que podemos suponer que favoreció el proceso de mineralización con respecto a los tratamientos TP20 y TP60.

El análisis de la actividad enzimática proporciona información acerca de la mineralización del carbono (catalasa) y el nitrógeno (ureasa), nutrientes esenciales para el cultivo de papa.

En cuanto a la enzima ureasa no hubo diferencia en la actividad que fueran significativas en todos los tratamientos al inicio del estudio, mientras que en el tiempo final solo TP60 (14.65 ± 2.35) presentó la mayor actividad con respecto a los otros tratamientos, lo que indica que a mayor dosis de vermicomposta se incrementa la población microbiana, así como la cantidad de nitrógeno disponible.

Para la catalasa, en el tiempo inicial, el tratamiento CP+ (0.04 ± 0.01) fue el que presentó una actividad enzimática mayor con respecto a los demás, en el tiempo final fue el tratamiento CP- (0.04 ± 0.00). Se encontró que esta enzima no actuó en los tratamientos, ya que estos contienen C disponible proveniente de la vermicomposta.

De los tratamientos analizados se encontró que, el uso de vermicomposta proporciona un beneficio en la actividad biológica del suelo, de igual forma se pudo determinar que el tratamiento con mejor actividad biológica es el tratamiento TP40.

6. REFERENCIAS

- Ajwa, H. A., Dell C. J., and Rice C. W. (1999). Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. *Soil Biology Biochemistry*. 31: 769-777.
- Balasubramanian, Anuradha; Ponnuraj, Karthe (2010). Crystal Structure of the First Plant Urease from Jack Bean: 83 Years of Journey from Its First Crystal to Molecular Structure. *Journal of Molecular Biology*. p. 274-283.
- Barrena, R., Font, X., Gabarrell, X., Sánchez, A. (2014). Home composting versus industrial composting: influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management Journal*. 34, 1109–1116.
- Barzegar, A.R., Yousefi A., and Daryashenas A. (2002). The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. *Plant and Soil* 247:295-301.
- Baver, L. D.; Gardner, Walter H. y Gardner, Wildford R. (1991) Física de suelos. México: Centro Regional de Ayuda Técnica. *Agencia para el Desarrollo Internacional*; Uteha; Odiorne, George S. 529 p.
- Beesley, L. (2014). Respiration (CO₂ flux) from urban and peri-urban soils amended with green waste compost. *ELSEVIER*. p. 68-72.
- Berli, M. (2001) Compaction of agricultural subsoils by tracked heavy construction machinery. Tesis en opción al grado de Doctor en Ciencias Técnicas, *Instituto Federal Suizo de Tecnología de Zurich*. Suiza. 141pp
- Black, C.A.; Evans, D.D.; Ensminger, L.E.; White, J.L.; Clark, F.E. (1965). Methods of soil analysis. *American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin*. doi:10.2134/agron monogr 9.1.front matter.
- Buch Mw y M Osorio (2007) Probleme urn die Pinus radiata. *Monokulture in Siidchile*, 58: 249-253.

- Buckerfeld y Webster (1998). Compost as mulch for managing young vines. *The Australian Grapegrower and Winemaker*. October, pp.75-78.
- Buckerfield, J. y Webster, K., (1999). Pellets for soil improvement at planting. *The Australian Grapegrower and Winemaker*. October: 31-33.
- Buol, S.W.; Hole, F.D. and Mccracken, R.J. (2011). Soil genesis and classification 6th. Ames Iowa: Iowa State University Press. Editorial Office. ISBN 978-0-8138-1460-5.
- Businelli. M., Gigliotti. G. y Giusquiani, P.L., (1990). Applicazione del compost da RSU in agricoltura. I: effetto sulla produttività del maíz e destino dei nutrienti e dei metalli pesanti nel terreno. *Agrochimica* 35 (1-2-3): 13-25.
- Carmona, M., M. Aguilera, C. Pérez E. I. Serey. (2006). Actividad Respiratoria en el horizonte orgánico de suelos de ecosistemas forestales del centro y sur de Chile. *Gayana Botanica*. 63(1), 1-12.
- Castillo, Alicia E., Quarín, Silvio H., Iglesias, María C. (2000). Caracterización química y física de compost de lombrices elaborados a partir de residuos orgánicos puros y combinados. *Agricultura Técnica*, 60(1), 74-79.
- Cerón Rincón, L., y Melgarejo Muñoz, L. (2005). Enzimas del suelo: indicadores de salud y calidad. *Acta Biológica Colombiana*, 10(1), 5-18.
- Climent, M. D., Aragon, P., Abad, M. y Rosello, M. V., (1990). Utilización del compost de residuos sólidos urbanos como enmienda orgánica en agricultura. *Actas 1er. Congreso Internacional de Química de la ANAQUE* 1,171-180. España.
- De Alba, S., Alcázar, M., Cermeño, F.I., Barbero, F. (2011). Erosión y manejo del suelo. Importancia del laboreo ante los procesos erosivos naturales y antrópicos. en: Agricultura ecológica en secano: soluciones sostenibles en ambientes mediterráneos. *Ministerio De Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*. p. 13-38.

- Denes, J., Tremier, A., Menasseri-Aubry, S., Walter, C., Gratteau, L., Barrington, S. (2015). Numerical simulation of organic waste aerobic biodegradation: A new way to correlate respiration kinetics and organic matter fractionation. *Waste Management Journal*. No.84 p. 44-56.
- Donoso, C. (2013). Ecología forestal. El bosque y su medio ambiente.6th. *Editorial universitaria. Santiago, Chile*.369 pp.
- Edwards, C.A., (1988). Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms, in CA: Edwards and EP Neuhauser, Eds, *Earthworms in waste and environmental management*. SPB Academic Publishing BV, The Hague, pp.21-31.
- FAO (2008) Año internacional de la papa, tesoro enterrado, El cultivo disponible en: <http://www.fao.org/potato-2008/es/lapapa/cultivo.html>. [2010, 9 de Diciembre]
- Ferreras, Laura, Toresani, Silvia, Bonel, Beatriz, Fernández, Estela, Bacigaluppo, Silvina, Faggioli, Valeria, y Beltrán, Celina. (2009). Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del suelo*, 27(1), 103-114.
- Flores Díaz Antonio, (1974), Los Suelos de la República Mexicana, *Instituto Nacional de Antropología e Historia*. México D.F. pp. 19-21
- Fuentes B, Bolan N, Naiudi R, Mora M. (2006). Phosphorus in organic waste-soil system. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*. 6(2), 64-83.
- Gallart F., (2017). La conductividad eléctrica del suelo como indicador de la capacidad de uso de los suelos de la zona norte del Parque Natural de la Albufera de Valencia, (trabajo fin de grado ingeniería agroalimentaria y del medio rural), *Universidad Politecnica de Valencia*, Escola Tècnica Superior D'enginyeria Agronòmica I del Medio Natural. Valencia.

- García, A. y C. Rivero. (2008). Evaluación del carbono microbiano y la respiración basal en respuesta a la aplicación de lodo papelerero en los suelos de la Cuenca del Lago de Valencia, Venezuela. *Institucion de enseñanza e investigacion en ciencias agrícolas. Facultad. Agronomía. (Maracay)* 34: 215-229.
- Garg, P., Gupta, A., Satya, S. 2006. Vermicomposting of different types of waste using: A comparative study. *Bioresource Technology*. 97: 391-395.
- Gordillo Martínez, Alberto José, Cabrera Cruz, René Bernardo Elías, Hernández Mariano, Marisol, Galindo, Erick, Otazo, Elena, y Prieto, Francisco. (2010). Evaluación regional del impacto antrópico sobre aire, agua y suelo. Caso: huasteca hidalguense, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 26(3), 229-251.
- Graetz, H. A., 1997 *Suelos y Fertilización*. Traducido por: F. Luna Orozco. *Trillas. México*. 80 p.
- Gros, A. y Domínguez, A., (1992). Abonos guía práctica de la fertilización. 8ª edición. *Ediciones Mundi-Prensa*. Madrid. 450 p.
- Gysi, M.; V. Maeder; P. Weiskopf (2001) Pressure distribution underneath tires of agricultural vehicles, *Transactions of the Asabe Journal*, 44(6): 1385, 1389
- Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale, and W. L. Nelson. (1999). Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. 6th edition. *Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, USA*.
- Hernández J. (2011). Biorecuperación de suelos salinos con el uso de materiales Orgánicos. *Universidad politécnica de Madrid*. 111.
- Holm, L.; Sander, C. (1997). An evolutionary treasure: unification of a broad set of amidohydrolases related to urease. *Proteins* 28 (1). p. 72-82.

- Ibarra Castillo, Daniel, Ruiz Corral, José Ariel, González Eguiarte, Diego Raymundo, Flores Garnica, José Germán, y Díaz Padilla, Gabriel. (2009). Distribución espacial del pH de los suelos agrícolas de Zapopan, Jalisco, México. *Agricultura técnica en México*, 35(3), 267-276.
- Jin K, Cornelis W M, Gabriels D. (2009). Residue cover and rainfall intensity effects on runoff soil organic carbon losses. *Catena*, 78, 81-86.
- Julca-Otiniano, Alberto, Meneses-Florián, Liliana, Blas-Sevillano, Raúl, y Bello-Amez, Segundo. (2006). La materia orgánica, importancia y experiencia de su uso en la agricultura. *Idesia (Arica)*, 24(1), 49-61.
- Karlen D.L., 5.5. Sndrews, J.W. Doran. (2001). Soil Quality: Current Concepts and Applications. *Advances in Agronomy*. 74: 1-22.
- Keller, T. (2004) Soil compaction and soil tillage studies in agricultural soil mechanics, *Universidad Sueca de Ciencias Agrícolas, Uppsala, Suecia*.
- Komilis, D., Kontou, I., Ntougias, S., (2011). A modified static respiration assay and its relationship with an enzymatic test to assess compost stability and maturity. *Bioresource. Technology*. 102, 5863–5872.
- Lehtinen, T., Schlatter, N., Baumgarten, A., Bechini, L., Krüger, J., Grignani, C., Zavattaro, L., Costamagna, C., Spiegel, H., (2014). Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. *Soil Use Manage*. 30, 524–538.
- Limón Macías Juan G. 2013. Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, ¿Problema o recurso?. Especialidad: *Ingeniería Química*. *Guadalajara*, Jalisco.
- Liu, C., Meng Lu, M., Cui, J., Li, B., Fang, C., (2014). Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology*. 20, 1366–1381.

- Madigan, M., Guerrero, R., Barrachina, C. and Ruiz Berraquero, F. (2009). *Brock biología de los microorganismos*. 12th edición. *Pearson Educación*, pp.163-165, 755-757.
- Manjarrez Martínez, M. J., Ferrera Cerrato, R., González Chávez, M. C., (1999) Efecto de la vermicomposta y la micorriza arbuscular en el desarrollo y tasa fotosintética de chile serrano. *Terra Latinoamericana* 17 (enero-marzo).
- Maroto, B.J.V. (1989). *Horticultura herbácea especial*. 3^a edición. *Ediciones Mundi-Prensa*. Madrid, España. p 79-106.
- Melgarejo MR, Billesteros MI, Bendeck M. (1997). Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y nutricionales en humus de lombriz y compost derivados. *Revista colombiana de química*. 26(2).
- Miyatake F. and Iwabuchi K. (2006). Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Bioresource Technology*. 97: 961-965.
- Moreno Ramón, H.; Ibañez Asensio, S. (2017). Determinación de la materia orgánica y mineral de un suelo por calcinación. <http://hdl.handle.net/10251/82565>
- Muñoz, Fernando, Muñoz, Carolina, Uribe, Matilde, Martín, María Ángela, Molina, Juan Ramón, Herrera, Miguel Ángel, Álvarez, Juan Bautista, y Martín, Luís Miguel. (2013). Composición, estructura y diversidad de poblaciones de *nothofagus glauca* ubicadas en la zona mediterránea de Chile. *Gayana Botánica*, 70(1), 82-91.
- Navarro Pedreño, Moral Herrero, Gómez Lucas y Mataix Beneyto. (1995) *Residuos orgánicos y agricultura*. *Universidad de Alicante*.
- Ochoa, V, Hinojosa, B., Gómez-Muñoz, B., García-Ruiz, R. (2007). Actividades enzimáticas como indicadores de calidad del suelo en

agroecosistemas ecológicos. *Revista electrónica de la Universidad de Jaén*. p. 4-5.

- Oropeza García Norma. (1994). Lodos residuales: estabilización y manejo. Departamento de ingeniería, *Universidad de Quintana Roo*.
- Pérez B., P., G. Ouro, A. Merino y F. Macías. (1998). Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos sevícolas. *Edafología* 5: 83-93
- Pinamonti, F., (1998). Compost mulch effects on soil fertility nutritional status and performance of grapevin". *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 239-248.
- Qin, Yingjie; Cabral, Joaquim M. S. (2002). Review Properties and Applications of Urease. *Biocatalysis and Biotransformation*. p. 1-14.
- Raich, J. and W. Schlesinger. (1992).The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus, Series Biochemistry. Phys. Meteorology*. 44(2):81-99.
- Raich, J., C. Potter and D. Bhagawati. (2002). Interannual variability in global soil respiration, *Global Change Biology*. 1980-94. 8(8):802-812.
- Ramirez, R. (2007). Propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. Convenio. *Fenalce-Sena-Sac*. p. 9-18.
- Reyes, Diana. (2018). Actividad antioxidante y productividad en *Ocimum basilicum* L. y *Solanum tuberosum* L. acondicionadas con vermicomposta. *Facultad de Agronomía, campus Tenancingo UAEMéx*.
- Roldan A., F. Caravaca, M.T Hernandez, C. Garcia, Sanchez-Brito, C. Velasquez, M. Tiscareno. (2003). No-Tillage, Crop Residue Additions, and Legume Coyer Cropping Effects on Soil Quality Characteristics Under Maize in Patzcuaro Watershed (México). *Soil and Tillage Research*. 1786:1~9.

- Rodríguez, M.; O. González. (2001). Estudio de la compactación del suelo por la mecanización cosecha cañera en dos condiciones de humedad en los vertisuelos del norte de Villa Clara. *Convención Internacional Metánica, (Memoria magnética)*, Ministerio de la Industria Sidero Mecánica, La Habana, Cuba.
- SAGARPA. (2007). Norma Mexicana de humus y lombriz, especificaciones y métodos de prueba. www.Ordenjuicio.gob.mx/FEDERAL/PE/ADF/SAGARPA/Normas/Oficiales/nmx-ff-109-scfi.2007.pdf.
- Sánchez, S., G. Crespo, M. Hernández y Y. García. (2008). Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales. *Pastos y forrajes* 31: 99-108
- Schlesinger, W. and J. Andrews (2000). Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemical*. 48(1):7-20.
- Schlesinger, W. (1977), Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual review of ecology and systematics*. 8:51-81.
- SEMARNAT. (2000). Norma Oficial Mexicana NOM-021 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad, y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. *Diario Oficial, martes 31 de diciembre, 2002*. Página en red: www.semarnat.gob.mx/.../NOM.021-RECNAT-2000.pdf.
- Sifuentes Ibarra, Ernesto, Ojeda Bustamante, Waldo, Mendoza Pérez, Cándido, Macías Cervantes, Jaime, Rúelas Islas, Jesús del Rosario, & Inzunza Ibarra, Marco Antonio. (2013). Nutrición del cultivo de papa (*Solanum tuberosum* L.) considerando variabilidad climática en el "Valle del Fuerte", Sinaloa, México. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 4(4), 585-597.
- Silva, Flor. (2014). Efectos de la agricultura intensiva en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y sus implicaciones en la conservación

de pastizales nativos. *Universidad Autónoma de Nuevo León Facultad de Ciencias Forestales.*

- Sosa, V. (2012) Efectos de la adición de vermicomposta en la mineralización de carbono y biomasa microbiana en un suelo agrícola, *Centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional*, Unidad Michoacán, Instituto Politécnico Nacional, 41-57
- Tadano, T., Ozawa, K., Sakai, H., et al., (1993). Secretion of acid phosphatase by the roots of crop plants under phosphorus-deficient conditions and some properties of the enzyme secreted by lupin roots. *Plant Soil* 155/156 (1), 95–98.
- Tejada M., Gómez I., Franco-Andreu L., Benítez C., (2015). Role of different earthworms in a soil polluted with oxyfluorfen herbicide. Short-time response on soil biochemical properties. *Ecological Engineering*. 86: 39-44.
- Tejada, M., Hernández, M.T., García, C. (2006). Application of two organic amendments on soil restoration: Effects on the soil biological properties. *Journal of Environmental Quality*, 35: 1010-1017
- Tortora, G., Funke, B., y Case, C. (2007). Introducción a la microbiología 9ª edición. *Editorial Médica Panamericana* Buenos Aires.
- Valenzuela E, S Leiva y R Godoy (2001) Variación estacional y potencial enzimático de microhongos asociados con la descomposición de hojarasca de *Nothofagus pumilio*. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 737-749
- Vargas, M., Suarez-Estrella, F., López, M., Moreno, J., (2010). Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Management Journal*. 30, 771–778.
- Varnero M, María Teresa, Rojas A, Claudia, y Orellana R, Roberto. (2007). Indices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 7(1), 28-37.

- Vasco, E. (2017). “*Degradación del suelo*”. *Suelo Euskadi.eus*. Disponible en: <http://www.euskadi.eus/informacion/degradacion-del-suelo/web01-a2inglur/es/>. [1 nov. 2018].
- Weil, Raymond y C Brady, Nyle. (2016). *The Nature and Properties of Soils*. 15° edición. p: 1104.
- Xue D., X. Huang. (2013). The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. *Chemosphere*. 93. 583-589.
- Zimmer, Marc (2000) Molecular Mechanics Evaluation of the Proposed Mechanisms for the Degradation of Urea by Urease. *Journal of Biomolecular Structure and Dynamics*. p. 787-797.