

Actividad enzimática del suelo durante el proceso de mineralización de diferentes enmiendas orgánicas

Soil enzyme activity during mineralization of several organic amendments

Erika Nava-Reyna^{1*}, Jesús Arcadio Muñoz-Villalobos¹, Vicenta Constante-García¹, Julián Cerano-Paredes¹, Sandra Patricia Maciel-Torres²

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias CENID-RASPA, Canal Sacramento Km. 6.5, Zona Industrial 4ta Etapa, C.P. 35140, Gómez Palacio, Durango, México.

² Universidad Autónoma de Chapingo URUZA, Bermejillo, Durango.

*Autor para correspondencia: nava.erika@inifap.gob.mx

RESUMEN

La aplicación de enmiendas como fuentes de materia orgánica en suelos (MOS) agrícolas es considerada una medida de remediación de suelos. Más aún, los procesos enzimáticos en el suelo están directamente implicados en la transformación de las moléculas complejas de carbono de la MOS en nutrientes fácilmente disponibles para las plantas, por lo que son el paso limitante de la tasa de mineralización de nutrientes en el suelo. Así, el objetivo de esta investigación fue evaluar la actividad enzimática del suelo durante la mineralización de distintas enmiendas orgánicas de estiércol bovino *in vitro* en suelos áridos de la comarca lagunera (β -glucosidasa, N-acetil- β -glucosidasa y cellobiohidrolasa), así como determinar variaciones en propiedades fisicoquímicas del suelo: pH, conductividad eléctrica (C.E.), carbono orgánico del suelo (COS) y MOS. Se utilizó el suelo de un predio con fertilización química y se hicieron cinco tratamientos: testigo, vermicomposta, estiércol, semicomposta y lixiviado de vermicomposta. Se observó un efecto de las enmiendas orgánicas sobre todas las propiedades fisicoquímicas, con disminución del pH e incremento de la C.E., así como un incremento en la MOS y COS. Además, aumentó la actividad de enzimas relacionadas con el ciclo del C y N, lo que se relaciona con la liberación de nutrientes y la respiración del suelo, con la subsecuente emisión de CO₂, un factor decisivo para la elección de prácticas de manejo sustentable. Por lo tanto, es recomendable el empleo de enmiendas derivadas del estiércol bovino para mejoramiento del suelo, especialmente aquellos que han tenido un pretratamiento (semicomposta y vermicomposta).

Palabras clave: N-acetil- β -glucosidasa, cellobiohidrolasa, β -glucosidasa, remediación de suelos.

ABSTRACT

Application of amendments as sources of organic matter in agricultural soils (SOM) is considered a soil remediation measure. Furthermore, the enzymatic processes in the soil are directly involved in the transformation of the complex carbon molecules of the SOM into easily available nutrients for the plants, which made them the limiting step of the rate of mineralization of nutrients in the soil. Thus, this research aimed to evaluate the enzymatic activity of the soil during the mineralization of different organic amendments of bovine manure *in vitro* in arid soils of the Comarca Lagunera (β -glucosidase, N-acetyl- β -glucosidase, and cellobiohydrolase), as well as to determine variations in soil physicochemical properties: pH, electrical conductivity (EC), soil organic carbon (COS), and SOM. The soil of a farm with chemical fertilization was used and five treatments were made: control, vermicompost, manure, semi-compost, and vermicompost leachate. An effect of organic amendments was carried out on all physicochemical properties, with a decrease in pH and an increase in EC, as well as an increase in SOM and COS. In addition, the enzyme activities related to the C and N cycle were increased, which is associated with nutrient release and soil respiration, with the subsequent emission of CO₂, a decisive factor for the choice of sustainable management practices. Therefore, the use of amendments derived from bovine manure for soil improvement is recommended, especially those that have had a pretreatment (semi-compost and vermicompost).



Keywords: N-acetyl- β -glucosidasea, cellobiohydrolase, β -glucosidase, soil remediation.

INTRODUCCIÓN

El suelo tiene la capacidad de almacenar carbono (C) por largos períodos de tiempo y juega un papel fundamental en el ciclo del C, por lo que pequeños cambios en el almacén de carbono orgánico del suelo (COS) pueden afectar significativamente la concentración del CO₂ atmosférico y, consecuentemente, en el cambio climático global, ya que puede actuar como emisor de gases de efecto invernadero como el CO₂, o como un sumidero por el secuestro de C en la materia orgánica del suelo (MOS). El mejor entendimiento de estos flujos favorece la creación y aplicación de estrategias de manejo del suelo para incrementar el secuestro de C y la fertilidad del suelo (Kemmitt et al., 2008).

Los microorganismos del suelo llevan a cabo las reacciones bioquímicas para transformar la materia orgánica que dirigen las funciones ecosistémicas esenciales, incluyendo la descomposición, la mineralización de los nutrientes disponibles de la MOS y la retención de nutrientes (Bowles et al., 2014). Más aún, factores como la cantidad y calidad de la materia orgánica, las condiciones climáticas y las propiedades fisicoquímicas del suelo, impactan en la tasa de descomposición de la materia orgánica y, consecuentemente, en la velocidad de retorno del C a la atmósfera, ya que afectan directamente a la microbiota del suelo (Xu et al., 2015). Por lo tanto, el uso de distintas enmiendas orgánicas (como estiércol, compost, leguminosas como cultivos de cobertura o vermicomposta) pueden estimular la biomasa microbiana de diferente manera por medio de aumentos en la materia orgánica lámbl (Kallenbach & Grandy, 2011) o porque el contenido de C total en el suelo a través del tiempo varía entre meses a décadas (Kong et al., 2005). No obstante, a pesar de la utilidad del uso de enmiendas orgánicas como una estrategia

para manejar residuos e incrementar el contenido de MOS en suelos de baja fertilidad (Flavel y Murphy, 2006), es importante manejarlas apropiadamente para evitar la contaminación del medio ambiente (Manojlovic et al., 2010).

Se ha demostrado que el estudio *in vitro* de la respiración microbiana bajo condiciones controladas es una herramienta útil para determinar el efecto del uso y manejo del suelo sobre la actividad microbiana (Lagomarsino et al., 2006; Llorente y Turrión, 2010). Además, utilizando este tipo de estudios se pueden evaluar las dinámicas de mineralización de las enmiendas orgánicas utilizadas en la agricultura para evitar la aplicación excesiva de fertilizantes orgánicos y reducir las pérdidas de C al medio ambiente, a la par que se optimiza el manejo de los residuos para maximizar la producción de los cultivos.

Por otro lado, las enzimas del suelo juegan un papel vital en el mantenimiento de la ecología y salud del suelo, por lo que se pueden utilizar como indicadores biológicos de la calidad del suelo al responder rápido a mínimas alteraciones en las condiciones del suelo (Das & Varma, 2010). Así, las enzimas más utilizadas para analizar la calidad del suelo son las relacionadas con la degradación de los principales componentes de la materia orgánica y otras hidrolasas, involucradas principalmente al ciclo del C (como la β -glucosidasa, cellobiohidrolasa y β -galactosidasa), del N (ureaca, N-acetil-glucosaminidasa), el fósforo (fosfatases), el azufre (arilsulfatas), entre otras (adetunji et al., 2017).

Cabe mencionar que aún se desconoce a fondo como la composición y cantidad de materia orgánica del suelo (MOS) y la entrada de nutrientes afecta las comunidades microbianas y sus actividades enzimáticas en los ciclos biogeoquímicos de éstos, por lo que se



requieren estudios más profundos al respecto. Es por lo anterior, que la presente investigación tuvo como objetivo evaluar la actividad enzimática del suelo durante la mineralización de distintas enmiendas orgánicas de estiércol bovino in vitro en suelos áridos de la comarca lagunera (β -glucosidasa, N-acetil- β -glucosidasa y cellobiohidrolasa), así como determinar variaciones en propiedades fisicoquímicas del suelo: pH, conductividad eléctrica (C.E.), carbono orgánico del suelo (COS) y MOS de enmiendas orgánicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelo y enmiendas orgánicas. Las muestras fueron tomadas al final del ciclo agrícola de maíz forrajero (*Zea mays*), en un predio con fertilización química clásica (NPK + MgO + ME) ubicado en el municipio de Gómez Palacio, Durango (Figura 1), en el cual se realiza labranza convencional. Además, se recolectaron distintas enmiendas orgánicas manejadas en otros predios (Figura 1). El clima del sitio de muestreo es árido cálido; además, se caracteriza por la limitación de recursos hídricos, con una precipitación pluvial promedio de 200-250 mm, por lo cual se trata de cultivos irrigados con agua del río Nazas. El sitio tiene una temperatura media anual entre 20-22° C, aunque puede llegar a 50°C en verano (INEGI, 2016). Los suelos nativos son de textura franca con variantes de franco arcillosa a franco arenosa.

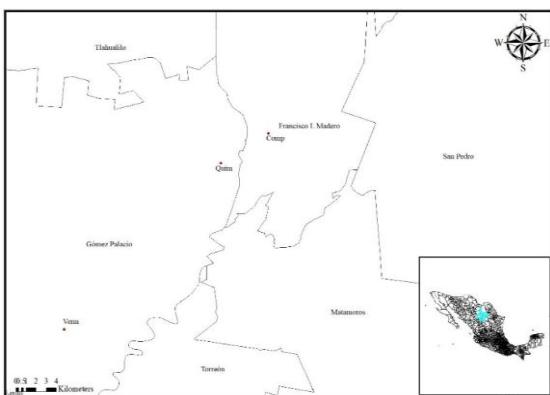


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo: Comp – Composta; Verm – Vermicomposta y lixiviado de vermicomposta; Quim – Suelo.

Para realizar el estudio de la mineralización de distintas enmiendas orgánicas se realizó un muestreo aleatorio simple del suelo, para el cual, se tomaron 10 núcleos de suelo rizosférico a la profundidad de 0-30 cm. Las muestras de suelo fueron tomadas al inicio de agosto del 2018 y se realizó una muestra compuesta. Los grandes macro-agregados del suelo se rompieron manualmente y se tamizaron las muestras a 2 mm.

Las enmiendas orgánicas analizadas provienen de estiércol bovino: estiércol crudo, semicomposta, vermicomposta y lixiviado de vermicomposta. Las muestras se incubaron a $30^{\circ}\pm3^{\circ}\text{C}$ en oscuridad por 42 días, dentro de frascos de vidrio herméticos de 0.5 l, a las cuales se les añadieron distintas enmiendas orgánicas (Tabla 1). En cada frasco se colocó un vaso de precipitados con 20 ml de NaOH 0.5 N. El contenido de humedad se ajustó cada semana. Cada análisis se realizó por triplicado.

Tabla 1. Tratamientos utilizados para la determinación de tasa de mineralización.

| Clave | Tratamiento | Suelo:Tratamiento (P/P) |
|-------|----------------------------|-------------------------|
| Test | Testigo (sin enmienda) | 0:100 |
| Verm | Vermicomposta | 1:66 |
| Est | Estiércol crudo | 1.16 |
| Sem | Semicomposta | 1.33 |
| Lix | Lixiviado de vermicomposta | 1:50 |

Análisis fisicoquímico de las muestras. A los 0, 28 y 42 días de incubación se analizó el pH y conductividad eléctrica (CE), con una relación suelo:agua de 1:2.5 y 1:5 (p/v), respectivamente (Müller & Höper, 2004; Wang et al., 2014), así como el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y MOS (Walkley & Black, 1934).

Análisis enzimáticos del suelo. De igual forma, se analizaron la actividad de diversas enzimas del suelo involucradas en el ciclo del carbono.



Estudios indican que la actividad enzimática del suelo está altamente relacionada con la rotación entre los pools de carbono lóbil (LC) y carbono recalcitrante (RC) (Jiang et al., 2014; Sinsabaugh et al., 2008). Por lo anterior, diferentes actividades enzimáticas fueron determinadas a la semana 4 y 6 de la incubación.

La actividad β -glucosidasa (β -glu) y N-acetil- β -glucosaminidasa (NAG) se analizó utilizando 0.2 g de suelo secado al aire con el sustrato adecuado para cada una, incubando por 1 h a 37°C a su pH óptimo (Tabatabai, 1994) con la solución del sustrato adecuado (p-nitrofenil β -D-glucósido (pH 6) y p-nitrofenil-N-acetil- β -D-glucosaminida (pH 5.5), respectivamente) y buffer MUB para las dos primeras enzimas y buffer acetatos para la última. Las mezclas de reacción se centrifugaron a 1500 x g por 3 min y se determinó colorimétricamente la cantidad de p-nitrofenol liberado por las glicosidasas a 410 nm. La actividad enzimática fue expresada como p-nitrofenil β -D-glucopiranósido g-1 h-1.

La actividad cellobiohidrolasa (EC 3.2.1.91) fue medida en suelo mezclado con p-nitrofenilcelobiosido. La reacción se detuvo añadiendo carbonato de sodio y se midió la absorbancia a 400 nm. La actividad fue expresada como μ moles de p-nitrofenol producido por gramo de suelo por hora (Iyyemperumal & Shi, 2008; Šnajdr et al., 2008).

Los datos obtenidos fueron analizados empleando el programa IBM SPSS Statistics. Se evaluó la normalidad de la base de datos utilizando la prueba de Shapiro-Wilk al 95% de confianza. Los datos normales se analizaron con un ANOVA simple para examinar el efecto de la aplicación de las distintas enmiendas orgánicas sobre la actividad enzimática en el IBM SPSS Statistics, mientras que las muestras no normales se analizaron con la prueba de Kruskal Wallis en MedCalc.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Analisis fisicoquímico de las muestras. Los resultados demostraron diferencias significativas en el pH, la conductividad eléctrica, el COS y la MOS entre los tratamientos, tanto en la semana 4 ($H=11.95$, $P=0.017$; $H=13.50$, $P=0.007$; $H=11.958$, $P=0.012$; $H=11.700$, $P=0.010$, respectivamente) como en la semana 6 ($F = 60.957$, $p = 0.000$; $F=100.568$, $p=0.000$; $H=12.033$, $P=0.017$; $H=12.03$, $P=0.017$, respectivamente). En general, el pH de todos los tratamientos incrementó de la semana 4 a la 6 (Tabla 2), mientras que la CE disminuyó en relación con el tiempo. El pH del suelo testigo y con el lixiviado de composta fue el mayor estadísticamente a ambos tiempos, no existiendo diferencia significativa entre ambos. Por otro lado, el estiércol crudo fue el que menor pH alcanzó. En cuanto a la C.E., el lixiviado de composta permitió un valor similar al testigo, mientras que el resto de las enmiendas lo incrementaron.

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos evaluados en la semana 4 y 6 de incubación.

| Tratamiento | 4° semana | | | 6° semana | | |
|-------------|--------------------|--------------------|---------------------|-------------------|----------------------|--------------------|
| | pH | C.E. | COS, ton/ha | MOS, % | pH | C.E. |
| Test | 8.09 ^a | 0.169 ^a | 20.26 ^{cd} | 0.97 ^c | 8.24 ^a | 0.160 ^c |
| Verm | 7.96 ^b | 0.213 ^c | 20.19 ^c | 0.97 ^c | 8.17 ^a | 0.204 ^b |
| Est | 7.87 ^{bc} | 0.247 ^b | 48.25 ^a | 2.31 ^a | 7.90 ^c | 0.219 ^b |
| Sem | 7.78 ^c | 0.295 ^a | 30.40 ^b | 1.46 ^b | 8.04 ^b | 0.267 ^a |
| Lix | 8.06 ^a | 0.188 ^d | 19.30 ^{cd} | 0.92 ^d | 8.16 ^a | 0.174 ^c |
| | | | | | 21.83 ^{bcd} | 1.05 ^{bc} |

* Los valores en las columnas que presentan diferentes letras difieren significativamente entre tratamientos ($p < 0.05$).

Por su parte, todas las enmiendas orgánicas incrementaron la concentración del COS y MOS al término de la incubación, teniendo el mayor nivel en el tratamiento con adición de estiércol.

Actividad enzimática del suelo. La actividad enzimática β -glucosidasa disminuyó con el paso del tiempo, de la cuarta a la sexta semana de incubación (Figura 1a) en todos los tratamientos, mientras que la NAG se mantuvo en casi todos los tratamientos (Figura 1b), a excepción del lixiviado de composta que disminuyó



drásticamente y la semicomposta, donde se incrementó. Asimismo, se presentó diferencia significativa entre los tratamientos en la semana 4 y 6 ($H=12.433$, $P=0.014$; $H=12.292$, $P=0.015$, respectivamente), siendo mayor la actividad con la aplicación de vermicospota, semicomposta y estiércol. También se presentó diferencia estadística entre los tratamientos en la actividad NAG en las semanas 4 y 6 ($H=11.700$, $P=0.020$; $F=104.828$, $p=0.000$, respectivamente), con mayor nivel de actividad respecto al testigo en los tratamientos con Ver, Est y Sem.

De igual forma, la actividad cellobiohidrolasa tuvo diferencia significativa entre tratamientos ($F=1135.411$, $p=0.000$; $F=37683.138$, $p=0.000$) e incrementó con todas las enmiendas orgánicas en forma significativa, tanto a las 4 como a las 6 semanas (Figura 1c), especialmente con el estiércol.

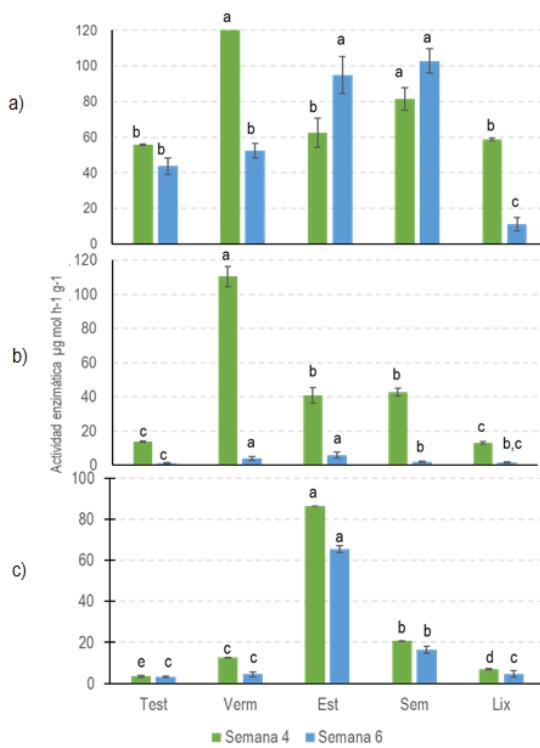


Figura 1. Actividades enzimáticas glucosidasas del suelo a los 28 y 42 días de incubación: a) β -glucosidasa; b) N-acetyl- β -glucosaminidasa; c) cellobiohydrolasa. Los valores en las columnas que presentan diferentes letras difieren significativamente entre tratamientos ($p < 0.05$).

Análisis fisicoquímico de las muestras. Los resultados de pH concuerdan con lo reportado por Gutiérrez-Miceli et al. (2007), quienes no encontraron ningún cambio en el pH del suelo cuando se añadió vermicomposta, aunque hay algunos reportes de la disminución e incremento del pH, dependiendo del tipo de vermicomposta y las características del suelo. En cambio, de acuerdo con Filho et al. (2020), la disminución del pH en suelos alcalinos con diferentes enmiendas orgánicas, incluido estiércol bovino, puede relacionarse con los ácidos formados durante la descomposición de la materia orgánica. Esta disminución del pH favorece el desarrollo de los cultivos y su rendimiento (Smith & Doran, 1997).

Las enmiendas orgánicas como el estiércol y la vermicomposta suelen incrementar la C.E. en el suelo debido al incremento de la salinidad asociada con su uso continuo, lo cual puede prevenirse o disminuirse con el uso de lixiviados (Ayyobi et al., 2013), lo que concuerda con los resultados obtenidos. En relación al mayor nivel de COS y MOS en suelos tratados con estiércol, estudios sugieren que la acumulación de C en el suelo por estiércol pudiera relacionarse con fracciones de C más lábiles y que son metabolizadas en el corto plazo (Nava-Reyna et al., 2021).

Actividad enzimática del suelo. Los procesos enzimáticos en el suelo están directamente implicados en la transformación de las moléculas complejas de carbono de la materia orgánica en nutrientes fácilmente disponibles para las plantas, por lo que son el paso limitante de la tasa de descomposición y mineralización de nutrientes en las transformaciones químicas que se llevan a cabo en el suelo. Así, al adicionar sustratos orgánicos de origen animal o vegetal como fuentes de materia orgánica en suelos agrícolas, la liberación de los nutrientes es mediada por las distintas enzimas en el suelo libres y/o adsorbidas en las partículas de arcilla. Cabe mencionar que dichas enzimas pueden inhibirse directamente, y los microorganismos



pueden disminuir su tasa de producción en presencia de exceso de producto, por lo que la adición de fertilizantes inorgánicos (producto final de la actividad enzimática) pueden reducir su concentración y actividad en el suelo (Ozlu et al., 2019). Así, las enzimas extracelulares pueden ser consideradas como marcadores de los procesos biológicos en el suelo como el metabolismo del C y N (Allison & Vitousek, 2005).

La actividad β -glucosidasa es la más predominante de las glucosidasas en el suelo (Eivazi & Tabatabai, 1990) y cataliza la hidrólisis de celobiosa, por lo que juega un papel fundamental en las etapas iniciales de la descomposición de los compuestos de carbono orgánico (Kamolmanit et al., 2021). Estas enzimas pueden ser producidas por hongos, levaduras y plantas. Los productos de la hidrólisis de estas enzimas son una importante fuente de energía para los microorganismos en el suelo, por lo cual, se encontraron en mayor concentración a los 28 días que al término de la incubación, ya que los microorganismos requerían mayor fuente de energía para su crecimiento, además de que se encontraba en mayor concentración el sustrato.

Asimismo, los resultados demostraron que las distintas enmiendas orgánicas incrementan significativamente las actividades de enzimas relacionadas con el ciclo del C en relación al testigo sin tratamiento, tal y como reportaron Wu et al. (2018). Más aún, el estiércol es el tratamiento que mayor actividad β -glucosidasa presentó, lo que concuerda con la mayor tasa de mineralización de dicha enmienda orgánica (Nava-Reyna et al., 2021), al ser menos procesada y con mayor cantidad de carbono lóbil que es rápidamente metabolizado y regresado a la atmósfera como dióxido de carbono. Por su parte, la mayor emisión de CO₂ y actividad celobiohidrolasa al añadir estiércol al suelo, pudo deberse a la descomposición estimulada por el N que contiene en alta concentración la enmienda de compuestos derivados de plantas como la

celulosa, ya que estudios sugieren que la producción de enzimas del metabolismo de C incrementa con la disponibilidad de N (Sinsabaugh et al., 2008)

El incremento en la actividad NAG en todos los tratamientos con adición de enmiendas orgánicas en relación al testigo, es similar a lo reportado por Foster et al. (2016), que pudo estar relacionado directamente con la mayor concentración de COS o a la colocación y estabilización de las moléculas de C y las enzimas. Además, es posible que el alto contenido de C de las enmiendas orgánicas, haya inducido un mayor requerimiento de N por los microorganismos, ya que el incremento al acceso a sustratos de C puede aumentar la producción de NAG, una enzima relacionada con el ciclo del C y N (Jian et al., 2016).

CONCLUSIONES

La adición de enmiendas orgánicas derivadas de estiércol bovino, incrementa la actividad en enzimas relacionadas con el ciclo del C y N, lo que se relaciona también con la emisión de CO₂ por la mineralización de la materia orgánica añadida, la cual disminuye con el procesamiento del estiércol, como el proceso de composteo y vermicomposteo, que permite obtener compuesto de carbono menos lóbiles. Además, las enmiendas alteran parámetros fisicoquímicos como C.E., pH, MOS y COS, favoreciendo la diminución del pH la acumulación de MOS y COS, lo que favorece la fertilidad de esos suelos.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto titulado “Mineralización de la materia orgánica del suelo con énfasis en la captura de carbono en suelos agrícolas bajo el manejo de buenas prácticas en la producción de maíz forrajero” fue financiado por Fondos Fiscales INIFAP 2018.

LITERATURA CITADA

- Adetunji, A. T., Lewu, F. B., Mulidzi, R., & Ncube, B. 2017. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 794-807.
- Allison, S. D., & Vitousek, P. M. 2005. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(5), 937–944. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2004.09.014>
- Ayyobi, H., Hassanpour, E., Alaqlemand, S., Fathi, S., Olfati, J. A., & Peyvast, G. 2013. Vermicompost Leachate and Vermiwash Enhance French Dwarf Bean Yield. <Http://Dx.Doi.Org/10.1080/19315260.2012.753496>, 20(1), 21–27. <https://doi.org/10.1080/19315260.2012.753496>
- Bowles, T. M., Acosta-Martínez, V., Calderón, F., & Jackson, L. E. 2014. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 252–262. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.004>
- Das, S. K., & Varma, A. 2010. Role of enzymes in maintaining soil health. In *Soil enzymology* (pp. 25-42). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Eivazi, F., & Tabatabai, M. A. 1990. Factors affecting glucosidase and galactosidase activities in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 22(7), 891–897. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90126-K](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90126-K)
- Filho, F. G., da Silva Dias, N., Suddarth, S. R. P., Ferreira, J. F. S., Anderson, R. G., dos Santos Fernandes, C., de Lira, R. B., Neto, M. F., & Cosme, C. R. 2020. Reclaiming tropical saline-sodic soils with gypsum and cow manure. *Water*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/w12010057>
- Foster, E. J., Hansen, N., Wallenstein, M., & Cotrufo, M. F. 2016. Biochar and manure amendments impact soil nutrients and microbial enzymatic activities in a semi-arid irrigated maize cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, 404–414. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.09.029>
- Gutiérrez-Miceli, F. A., Santiago-Borraz, J., Montes Molina, J. A., Nafate, C. C., Abud-Archila, M., Oliva Llaven, M. A., Rincón-Rosales, R., & Dendooven, L. 2007. Vermicompost as a soil supplement to improve growth, yield and fruit quality of tomato (*Lycopersicum esculentum*). *Bioresource Technology*, 98(15), 2781–2786. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2006.02.032>
- INEGI. 2016. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/05/05035.pdf>
- Iyyemperumal, K., & Shi, W. 2008. Soil enzyme activities in two forage systems following application of different rates of swine lagoon effluent or ammonium nitrate. *Applied Soil Ecology*, 38(2), 128–136. <https://doi.org/10.1016/J.APSoIL.2007.11.001>
- Jian, S., Li, J., Chen, J., Wang, G., Mayes, M. A., Dzantor, K. E., Hui, D., & Luo, Y. 2016. Soil extracellular enzyme activities, soil carbon and nitrogen storage under nitrogen fertilization: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 32–43.

- <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.003>
- Jiang, X., Cao, L., & Zhang, R. 2014. Changes of labile and recalcitrant carbon pools under nitrogen addition in a city lawn soil. *Journal of Soils and Sediments*, 14(3), 515–524. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0822-z>
- Kallenbach, C., & Grandy, A. S. 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144(1), 241–252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.020>
- Kamolmanit, B., Lawongsa, P., & Nopparatmaitree, M. 2021. Pattern changes of Carbon-cycling enzyme activities as influenced by different C and N availability of organic materials. *Khon Kean Agriculture Journal*, 47(6), 1301–1314. <https://li01.tci-thaijo.org/index.php/agkasetkaj/article/view/250052>
- Kemmitt, S. J., Lanyon, C. V., Waite, I. S., Wen, Q., Addiscott, T. M., Bird, N. R. A., O'Donnell, A. G., & Brookes, P. C. 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass-a new perspective. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(1), 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.021>
- Kong, A. Y. Y., Six, J., Bryant, D. C., Denison, R. F., & van Kessel, C. 2005. The Relationship between Carbon Input, Aggregation, and Soil Organic Carbon Stabilization in Sustainable Cropping Systems. *Soil Science Society of America Journal*, 69(4), 1078. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0215>
- Llorente, M., & Turrión, M. B. 2010. Microbiological parameters as indicators of soil organic carbon dynamics in relation to different land use management. *European Journal of Forest Research*, 129(1), 73–81. <https://doi.org/10.1007/s10342-008-0249-z>
- Müller, T., & Höper, H. 2004. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(6), 877–888. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2003.12.015>
- Nava-Reyna, E., Constante-García, V., Macie-Torresl, S. P., Muñoz-Villalobos, J. A., & González-Barrios, J. L. 2021. Proceso de mineralización del carbono de diferentes enmiendas orgánicas. *Ciencia e Innovación*, 4(1), 61–69.
- Ozlu, E., Sandhu, S. S., Kumar, S., & Arriaga, F. J. 2019. Soil health indicators impacted by long-term cattle manure and inorganic fertilizer application in a corn-soybean rotation of South Dakota. *Scientific Reports* 2019 9:1, 9(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48207-z>
- Sinsabaugh, R. L., Lauber, C. L., Weintraub, M. N., Ahmed, B., Allison, S. D., Crenshaw, C., Contosta, A. R., Cusack, D., Frey, S., Gallo, M. E., Gartner, T. B., Hobbie, S. E., Holland, K., Keeler, B. L., Powers, J. S., Stursova, M., Takacs-Vesbach, C., Waldrop, M. P., Wallenstein, M. D., ... Zeglin, L. H. 2008. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecology Letters*, 11(11), 1252–1264. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x>
- Smith, J. L., & Doran, J. W. 1997. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. In J. W. Dran & A. J. Jones (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality* (pp. 169–185). John Wiley & Sons, Ltd.

- <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c10>
- Šnajdr, J., Valášková, V., Merhautová, V., Herinková, J., Cajthaml, T., & Baldrian, P. 2008. Spatial variability of enzyme activities and microbial biomass in the upper layers of *Quercus petraea* forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(9), 2068–2075. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2008.01.015>
- Tabatabai, M. A. 1994. Soil Enzymes. In R. W. Weaver, S. Angle, P. Bottomley, D. Bezdicek, S. Smith, A. Tabatabai, A. Wollum, S. H. Mickelson, & J. M. Bigham (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties* (Issue 5, pp. 775–833). Soil Science society of America, Inc.
- Walkley, A., & Black, I. A. 1934. An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, 37(1), 29–38. http://journals.lww.com/soilsci/citation/1934/01000/an_examination_of_the_degtjareff_method_for.3.aspx
- Wang, L., Sun, X., Li, S., Zhang, T., Zhang, W., & Zhai, P. 2014. Application of Organic Amendments to a Coastal Saline Soil in North China: Effects on Soil Physical and Chemical Properties and Tree Growth. *PLoS ONE*, 9(2), e89185. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089185>
- Wu, D., Senbayram, M., Zang, H., Ugurlar, F., Aydemir, S., Brüggemann, N., Kuzyakov, Y., Bol, R., & Blagodatskaya, E. 2018. Effect of biochar origin and soil pH on greenhouse gas emissions from sandy and clay soils. *Applied Soil Ecology*, 129, 121–127. <https://doi.org/10.1016/J.APSSOIL.2018.05.009>
- Xu, Z., Yu, G., Zhang, X., Ge, J., He, N., Wang, Q., & Wang, D. 2015. The variations in soil microbial communities, enzyme activities and their relationships with soil organic matter decomposition along the northern slope of Changbai Mountain. *Applied Soil Ecology*, 86, 19–29. <https://doi.org/10.1016/J.APSSOIL.2014.09.015>