

Mineralización de residuos de maíz y sorgo en suelos de zonas áridas del Norte de México

Mineralization of maize and sorghum residues in arid zone soils of Northern Mexico

Erika Nava-Reyna^{1*}, Miguel Angel Martínez-Gamiño², Vicenta Constante-García¹, Sandra Patricia Maciel-Torres³

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.

² INIFAP, CIRNE C.E. San Luis, Carretera San Luis Potosí-Matehuala km 14.5, Ejido Palma de la Cruz, Soledad de Graciano Sánchez, C.P. 78431, San Luis Potosí, San Luis Potosí.

³ Universidad Autónoma de Chapingo, URUZA, km 40 Ctra Gómez Palacio - Cd. Juárez, Chih., C. P. 35230, Bermejillo, Durango.

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

RESUMEN

La reincorporación al suelo de los residuos de la cosecha contribuye al mantenimiento de los almacenes de C, por lo que un balance entre su aprovechamiento en otras industrias y la reingreso al suelo pudiera contribuir al combate de la degradación de los suelos. Por lo anterior, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar la mineralización de residuos de maíz (*Zea mays*) y sorgo (*Sorghum vulgare* Pers) en suelos de zonas áridas del norte centro de México y su posible efecto en el almacén de carbono en el suelo. Se evaluó la mineralización por separado de hojas y raíces de maíz y sorgo en suelos agrícolas típicos de zonas áridas de la Comarca Lagunera mediante pruebas de incubación de laboratorio a 30°C durante 42 días. Los resultados demostraron una mayor tasa de mineralización de todas las enmiendas vegetales a comparación del suelo testigo sin ningún residuo. Por otro lado, no se detectaron diferencias en la tasa de respiración basal entre los cultivos, pero si entre hoja y raíz. En cuanto a la acumulación de CO₂-C en los 42 días de incubación, el orden de los tratamientos fue hojas de sorgo>hojas de maíz>raíz de maíz>raíz de sorgo>testigo, donde las hojas de sorgo fueron el residuo más fácilmente mineralizado y la raíz de sorgo la más lentamente mineralizada. Además, los resultados demostraron la eficiencia de ambos cultivos para incrementar el contenido de COS y MOS.

Palabras clave: captura de carbono; descomposición de la materia orgánica del suelo; índice de calidad del suelo; respiración del suelo.

ABSTRACT

Reincorporation of crop residues into the soil contributes to the maintenance of C stores, thus a balance between its use in other industries and its return to the soil could contribute to combating soil degradation. Therefore, this research aimed to evaluate the mineralization of maize (*Zea mays*) and sorghum (*Sorghum vulgare* Pers) residues in soils of arid zones of north-central Mexico and its possible effect on carbon storage in the soil. Separate mineralization of maize and sorghum leaves and roots was evaluated in typical agricultural soils of the Comarca Lagunera by laboratory incubation tests at 30°C for 42 days. Results showed a higher mineralization rate of all plant amendments compared to the control soil without any residue. On the other hand, no differences were detected in the basal respiration rate between crops, but between leaf and

root. Regarding the accumulation of CO₂-C in the 42 days of incubation, the order of the treatments was sorghum leaves>maize leaves>maize root>sorghum root>control, where the sorghum leaves were the residue more easily mineralized and sorghum root the most slowly mineralized. In addition, the results demonstrated the efficiency of both cultures to increase the content of COS and MOS.

Keywords: carbon capture; soil organic matter decomposition; soil quality index; soil respiration.

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es el indicador de la calidad más importante y se relaciona con la sustentabilidad de los sistemas agrícolas, afectando las propiedades del suelo relacionadas con el rendimiento sostenido de los cultivos, la cantidad y disponibilidad de nutrientes del suelo, la modificación de la acidez y la alcalinidad hacia valores cercanos a la neutralidad, el aumento de la solubilidad de varios nutrientes, mejora la estructura del suelo, la retención de agua y nutrientes y la biodiversidad, entre otras funciones (Lal, 2009). Más aún, la materia orgánica del suelo (MOS) es un importante factor en el cambio climático dirigido por el C (Paustian *et al.*, 2016), donde los suelos juegan un papel esencial como sumideros de carbono para mitigar el cambio climático.

En los suelos agrícolas, el balance del COS es influenciado por el manejo del suelo (van Wesemael *et al.*, 2010), ya que modula la producción del cultivo, las entradas y salidas de C del suelo y la tasa de mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS), donde prácticas como la reincorporación de residuos de la cosecha o enmiendas orgánicas, la utilización de cultivos de cobertura y la rotación de cultivos, la labranza de conservación, entre otras prácticas, incrementan la entrada de C al suelo (Stella *et al.*, 2019). No obstante, las prácticas de agricultura intensiva para el incremento del rendimiento de los cultivos por unidad de área de suelo, se han extendido por el crecimiento poblacional y del consumismo, generando la degradación de los suelos y la pérdida de MOS, la liberación de gases de efecto invernadero, el uso excesivo de agroquímicos, la contaminación del suelo y los mantos acuíferos, la salinización y la pérdida de biodiversidad genética (Kopittke *et al.*, 2019).

En este sentido, la remoción de los residuos de la cosecha es una práctica ampliamente distribuida, ya que los residuos de cultivos como el rastrojo de maíz

se consideran una materia prima económica para la alimentación animal y la producción de biocombustibles. Esto genera un impacto negativo en los procesos y las características del suelo, pudiendo reducir el COS y así incrementar su susceptibilidad a la erosión hídrica y eólica, la reducción de la fertilidad y la salud del suelo, entre otras consecuencias (Ruis & Blanco-Canqui, 2017). Por otro lado, la reincorporación al suelo de los residuos de la cosecha contribuye al mantenimiento de los almacenes de C, por lo que un balance entre su aprovechamiento en otras industrias y la reingreso al suelo pudiera contribuir al combate de la degradación de los suelos. Stella *et al.* (2019) mediante un modelo de simulación biofísico, estudiaron la respuesta del COS a diferentes porcentajes de remoción de residuos de cereales en Alemania. De acuerdo con su análisis, la reincorporación del 100% de los residuos puede compensar la pérdida de COS, aunque menores porcentajes mostraron un efecto positivo en la acumulación de C sólo en unas pocas rotaciones de cultivo, en cuyo caso los autores sugieren medidas adicionales para lograr compensar las emisiones de C en la agricultura.

Igualmente, los residuos de la cosecha son una fuente valiosa de micro y macroelementos cuando se aplican en el suelo, lo que los hace una efectiva estrategia de reciclaje cuando se lleva a cabo el proceso de degradación de la MOS. Así, el proceso de mineralización contribuye a la circulación de estos nutrientes, donde los microorganismos juegan un papel primordial. La tasa de descomposición y la cantidad de nutrientes liberados de los residuos de la cosecha están condicionados por factores como la calidad y cantidad de sustrato, condiciones climáticas y propiedades fisicoquímicas del suelo, todos involucrados en los procesos microbianos de la MOS (Ryan y Law, 2005). Martens demostró la correlación entre la composición bioquímica de los residuos y la tasa de descomposición, la agregación del suelo y la composición del humus de residuos de maíz, soya, alfalfa, avena, trébol y colza. Ajwa & Tabatabai (1994), por otro lado, reportaron que la



mineralización del C orgánico total no es afectada por la relación C:N en los residuos de la cosecha utilizados, pero si incrementa la mineralización con el contenido de N. Así, la determinación de la respiración basal refleja tanto la cantidad como la calidad de la fuente de carbono, por lo que constituye un índice del potencial de la biota del suelo para degradar materia orgánica bajo las condiciones ambientales. Cabe mencionar que el 90% del CO₂ liberado del suelo (sin contar la respiración de las raíces) es generado por microorganismos, mientras que el 10% restante es por la fauna (Paustian *et al.*, 1990). Además, al mineralizar la MOS, se favorece su humificación y el almacenamiento de C en el suelo, a la par que las bacterias quimiolitótrofas y fototróficas, además de las plantas, fijan CO₂ en sus biomásas.

Por lo anterior, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar la mineralización de residuos de maíz (*Zea mays*) y sorgo (*Sorghum vulgare* Pers) en suelos de zonas áridas del norte centro de México y su posible efecto en el almacén de carbono en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo. Las muestras de suelo fueron colectadas de un predio con fertilización química clásica, donde se cultiva maíz forrajero ubicado en el centro norte de México (N 25°48'56.9", W 103°19'19.6") regado con agua de presa y fertilizado con 400 l de la fórmula 15-15-05-06+EM.

Se realizó un muestreo al azar simple de 10 submuestras de suelo de 0-30 cm a partir de estiércol bovino. Las muestras de hoja y raíz de maíz y sorgo también fueron colectadas en el mismo predio. Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por 2 mm antes de ponerlas a incubar, mientras que las muestras de planta fueron secadas a 60°C.

Caracterización fisicoquímica del suelo. Se llevó a cabo el análisis del pH y conductividad eléctrica (CE), tomando una relación suelo:agua de 1:2 (p/v) y 1:5 (p/v), respectivamente (Müller & Höper, 2004; Wang *et al.*, 2014), así como el análisis de textura del suelo por el método de Bouyoucos.

Pruebas de incubación. La tasa de mineralización de C de residuos de hoja y raíz de maíz y sorgo forrajero se evaluó por incubación de las muestras de suelo con la parte aérea y raíz en 100 g de suelo húmedo (base seca), en donde al testigo no se añadió la planta. Las muestras se incubaron a 37°C en oscuridad, dentro de frascos de vidrio herméticos de 1 l, que contenían un vaso con 20 ml de NaOH 0.5 N. El blanco fueron frascos sin muestra de suelo. El CO₂ liberado a los días 1, 3, 7, 14, 21, 28, 35 y 42 se midió por titulación con HCl 0.5 N en una alícuota de NaOH 0.5 N de 5 ml, precipitando previamente el carbonato con exceso de BaCl₂ 0.75 N (Matus, 1994). Al final de los 42 días de incubación, se determinó el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y materia orgánica del suelo (MOS) por el método de Walkley y Black.

Análisis estadístico. Los datos obtenidos fueron analizados empleando el programa IBM SPSS Statistics. Se evaluaron la normalidad de cada base de datos utilizando la prueba de Shapiro-Wilk al 95% de confianza y la homogeneidad de varianza. Cuando fueron normales, los datos serán analizado con un ANOVA, mientras que los no paramétricos se les realizó un análisis de Kruskal-Wallis utilizando el programa MedCalc (Versión 13.0.6.0).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización fisicoquímica del suelo. De acuerdo al análisis de pH de las muestras, se trata de suelos mediamente alcalinos, según la norma NOM-021-SEMARNAT-2000, ya que fue de 8.07. Para CE se obtuvo como resultado que es un suelo levemente salino por tener un rango de 0.378, mediante. Ambas condiciones son comunes en la región (González Torres *et al.*, 2016; López Martínez *et al.*, 2001).

En cuanto a la textura, el suelo utilizado para las pruebas de incubación se clasificó como suelos franco-arenoso-arcilloso.

Pruebas de incubación. Los resultados del contenido de MOS y COS al final de la incubación se encuentran en la Figura 2. Todos los tratamientos incrementaron el COS y MOS en relación con el suelo testigo al final de la incubación, siendo los residuos de hoja y raíz de maíz los que más destacaron.



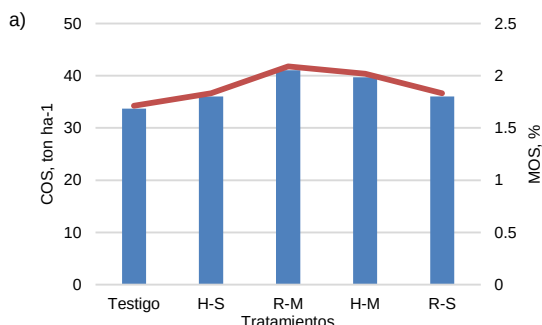


Figura 2. Contenido de materia orgánica del suelo (MOS) y carbono orgánico del suelo (COS) en los suelos al término de la incubación a los 42 días.

En cuanto a la tasa de respiración basal, los resultados demostraron diferencia significativa entre los tratamientos ($H=12.2417$, $P=0.013$), donde todos los sistemas con adición de enmiendas vegetales presentaron una mayor tasa que el testigo sin ningún residuo. Además, no se observó un efecto en la tasa de respiración basal por el tipo de cultivo, pero si en cuanto a la parte de la planta (raíz y hoja) (Tabla 1).

Tabla 1. Tasa de respiración basal de los diferentes tratamientos.

Tratamiento	Tasa de respiración basal, $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{Ss h}^{-1}$
Testigo	0.183 ± 0.043^c
Hoja de maíz	0.350 ± 0.014^a
Raíz de maíz	0.267 ± 0.014^b
Hoja de sorgo	0.350 ± 0.014^a
Raíz de sorgo	0.309 ± 0.025^b

La cantidad de $\text{CO}_2\text{-C}$ acumulada fue significativamente afectada por el tiempo de incubación ($F=305.792$, $p=0.000$), el tratamiento ($F=43.147$, $p=0.000$) y la interacción entre ambos factores ($F=68.362$, $p=0.000$). Esto demuestra la influencia de la especie del residuo vegetal y su composición bioquímica, siendo el sorgo el cultivo que presentó una mayor acumulación de $\text{CO}_2\text{-C}$ en comparación a los residuos de maíz, tal como reportaron (Ajwa & Tabatabai, 1994). Estos resultados difieren con lo reportado (Lynch *et al.*, 2016), quienes no encontraron diferencia en la degradación de maíz y sorgo cuando se colocaron en la superficie del suelo en las incubaciones, pero concuerdan de los resultados descritos por Thomas y

Asakawa (1993) quienes concluyeron que el potencial de mineralización era mayormente dependiente de la especie, así como la maduración etapa fenológica del cultivo.

De acuerdo con el estudio de Janzen y Kucey (1988), la diferencia en la tasa de descomposición de los residuos de la cosecha puede estar directamente relacionada con el contenido de N de los residuos. Además, varios autores encontraron que otras características de las plantas como la concentración de S, la materia soluble en agua de la planta, la celulosa y la hemicelulosa también correlacionaron significativamente con la evolución del CO_2 (Ntonta *et al.*, 2022; Palm *et al.*, 2001; Rahmadaniarti & Mofu, 2020; Saurabh *et al.*, 2020). De esta manera, los residuos vegetales de alta calidad (con mayor contenido de N, baja relación C:N, menor contenido de lignina, celulosa, polifenoles y relación lignina:N) suelen presentar mayores tasas de descomposición de C y N (Santos *et al.*, 2021; Saurabh *et al.*, 2020).

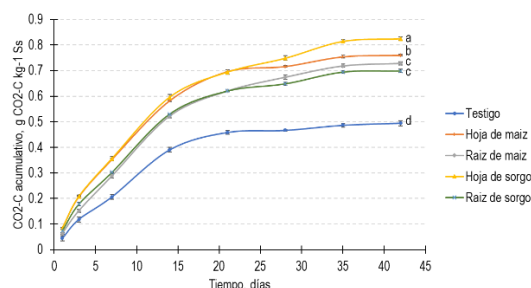


Figura 1. Curvas acumulativas de la mineralización de C durante 42 días de incubación a 37°C.

Así, la calidad de la materia orgánica es esencial para mejorar la mineralización de las enmiendas y la liberación de nutrientes, por lo que es importante seleccionar adecuadamente el tipo de enmienda a utilizar, con una calidad adecuada que garantice la liberación sostenible de nutrientes y la acumulación de C en el suelo. Esto se vio reflejado en la menor mineralización de la MOS en los tratamientos con raíz tanto de maíz como de sorgo, donde el mayor contenido de compuestos de carbono más complejos como lignina y polifenoles en relación con las hojas, permitió probablemente una menor disponibilidad de N de los residuos, disminuyendo así la tasa de mineralización (Rahmadaniarti & Mofu, 2020).

La actividad microbiana del suelo lleva a la liberación de nutrientes disponibles para las plantas, además



de ser claves en los ciclos biogeoquímicos. Mas aún, la respiración del suelo es de vital importancia en el flujo de carbono a la atmósfera. Asimismo, los microorganismos degradan xenobióticos y contaminantes, a la vez que estabilizan la estructura del suelo y mantienen el nivel de la materia orgánica del suelo y la calidad del suelo en el ecosistema. Por lo tanto, cualquier cambio en la actividad basal es significativo y debe considerarse.

CONCLUSIONES

El herbicida a base de Bromacil + Diurón (Krovar®) mostró eficiencia para el control pre-emergente y post-emergente de la maleza de hoja delgada y ancha asociada al cultivo de maguey. Es importante combinar el control químico, con el control manual, para eliminar plantas de la maleza que emergen y crecen debajo del dosel, las cuales son protegidas por las hojas de la planta de maguey. El producto utilizado mostró una persistencia aceptable (>90 D), lo que favoreció el control de la maleza de verano, con hoja ancha y delgada, durante el periodo de lluvias en Durango. Se observó reincidencia de maleza predominantemente gramíneas, especialmente de la que tiene hábito decumbente y que se reproduce por estolones y rizomas (zacate bermuda o agrarista); así como, la que tiene alta productividad de semillas y facilidad de distribución y transporte (zacate pega-ropa). El uso de herbicida químico debe realizarse con base a las recomendaciones técnicas del producto, considerando en todo momento la conservación del ambiente.

La aplicación de residuos del cultivo de sorgo y maíz pueden incrementar la MOS y COS. Asimismo, la liberación de CO₂ depende del residuo de cultivo que se utilice, ligado a su composición bioquímica, siendo las hojas de ambos cultivos los residuos más fácilmente degradados y las raíces las más resistentes y con menor mineralización. Por lo tanto, existe mayor potencial de la reincorporación de raíces de ambos cultivos para contribuir al almacén de COS, debido a su menor tasa de mineralización en comparación a las hojas. No obstante, se sugiere combinar la reincorporación de residuos de la cosecha con otras prácticas complementarias como la labranza de conservación.

AGRADECIMIENTOS

El presente proyecto fue financiado por el Programa de Proyectos Fiscales del INIFAP a través del proyecto "Agricultura de Conservación como Estrategia para la Seguridad Alimentaria y Climática en el Altiplano Potosino".

LITERATURA CITADA

- Ajwa, H. A., & Tabatabai, M. A. (1994). Decomposition of different organic materials in soils. *Biology and Fertility of Soils* 1994 18:3, 18(3), 175–182. <https://doi.org/10.1007/BF00647664>
- González Torres, A., Figueroa Viramontes, U., Preciado Rangel, P., Núñez Hernández, G., Luna Ortega, J. G., & Antuna Grijalva, O. (2016). Uso eficiente y recuperación aparente de nitrógeno en maíz forrajero en suelos diferentes. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(2), 301–309.
- Janzen, H. H., & Kucey, R. M. N. (1988). C, N, and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. *Plant and Soil* 1988 106:1, 106(1), 35–41. <https://doi.org/10.1007/BF02371192>
- Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Wang, P., McKenna, B. A., & Lombi, E. (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, 132, 105078. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.105078>
- Lal, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 158–169. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2389.2008.01114.X>
- López Martínez, J. D., Díaz Estrada, A., Martínez Rubin, E., & Valdez Cepeda, R. D. (2001). Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Terra Latinoamericana*, 19(4), 293–299.
- Lynch, M. J., Mulvaney, M. J., Hodges, S. C., Thompson, T. L., & Thomason, W. E. (2016). Decomposition, nitrogen and carbon mineralization from food and cover crop residues in the central plateau of Haiti. *SpringerPlus*, 5(1), 1–9.



- <https://doi.org/10.1186/S40064-016-2651-1/FIGURES/9>
- 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>
- Ntonta, S., Mathew, I., Zengeni, R., Muchaonyerwa, P., & Chaplot, V. (2022). Crop residues differ in their decomposition dynamics: Review of available data from world literature. *Geoderma*, 419, 115855. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2022.115855>
- Palm, C. A., Gachengo, C. N., Delve, R. J., Cadisch, G., & Giller, K. E. (2001). Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1–2), 27–42. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00267-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00267-X)
- Paustian, K., Bergström, L., Jansson, P.-E., & Johnsson, H. (1990). Ecosystem Dynamics. In O. Andrén, T. Lindberg, K. Paustian, & T. Rosswall (Eds.), *Ecology of Arable Land. Organisms, Carbon and Nitrogen Cycling (Ecological Bulletins)* (Vol. 40, pp. 153–180). Oikos Editorial Office. <https://www.jstor.org/stable/20113042>
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature* 2016 532:7597, 532(7597), 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Rahmadaniarti, A., & Mofu, W. Y. (2020). Chemical Compounds and Decomposition Process from Four Species Leaf Litter As a Source of Organic Matter Soil in Anggori Education Forest, Manokwari. *Journal of Sylva Indonesiana*, 3(02), 60–67. <https://doi.org/10.32734/JSI.V3I02.2848>
- Ruis, S. J., & Blanco-Canqui, H. (2017). Cover Crops Could Offset Crop Residue Removal Effects on Soil Carbon and Other Properties: A Review. *Agronomy Journal*, 109(5), 1785–1805. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ2016.12.0735>
- Santos, C., Fonseca, J., Coutinho, J., Trindade, H., & Jensen, L. S. (2021). Chemical properties of agro-waste compost affect greenhouse gas emission from soils through changed C and N mineralisation. *Biology and Fertility of Soils* 2021 57:6, 57(6), 781–792. <https://doi.org/10.1007/S00374-021-01560-6>
- Saurabh, K., Kumar, R., Mishra, J. S., Hans, H., Kumawat, N., Meena, R. S., Rao, K. K., Kumar, M., Dubey, A. K., & Dotaniya, M. L. (2020). Carbon and Nitrogen Mineralization Dynamics: A Perspective in Rice-Wheat Cropping System. *Carbon and Nitrogen Cycling in Soil*, 463–498. https://doi.org/10.1007/978-981-13-7264-3_14
- Stella, T., Mouratiadou, I., Gaiser, T., Berg-Mohnicke, M., Wallor, E., Ewert, F., & Nendel, C. (2019). Estimating the contribution of crop residues to soil organic carbon conservation. *Environmental Research Letters*, 14(9), 094008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB395C>
- Thomas, R. J., & Asakawa, N. M. (1993). Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biology and Biochemistry*, 25(10), 1351–1361. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90050-L](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90050-L)
- van Wesemael, B., Paustian, K., Meersmans, J., Goidts, E., Barancikova, G., & Easter, M. (2010). Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(33), 14926–14930.
- 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>

