



Producción y Mineralización de Hidrocarbón de Sargazo (*Sargassum sp.*) en Condiciones de Incubación

Production and Mineralization of Sargassum Hydrochar (*Sargassum sp.*) Under Incubation Conditions

Magdiel Irak Márquez-Rivera^{1‡}¹, Vicente Espinosa-Hernández¹¹,
Carlos Alberto Ortiz-Solorio¹¹, Gerardo Sergio Benedicto-Valdés¹¹ y
Edmundo Robledo-Santoyo²²

¹ Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carr. México-Texcoco km 36.5, Montecillo. 56266 Texcoco, Edo. de México, México; (M.I.M.R.), (V.E.H.), (C.A.O.S.), (G.S.B.V.).

[‡] Autor para correspondencia: marquez.magdiel@colpos.mx; magdielmarriv@gmail.com

² Universidad Autónoma Chapingo, Carretera México-Texcoco km 38.5, Chapingo. 56230 Texcoco, Estado de México, México; (E.R.S.).

RESUMEN

El sargazo holopelágico en las costas del Caribe Mexicano ha tenido repercusiones negativas, tanto en la naturaleza como en la sociedad, con estimaciones de biomasa de hasta 20 millones de toneladas a lo largo de más de 8850 km. Por fortuna, estas grandes cantidades de algas pueden transformarse en material recalcitrante de carbono mediante un proceso hidrotermal, reduciendo su volumen hasta en un 40% y contribuyendo al manejo de las algas. Se elaboró y caracterizó un hidrocarbón (HC) derivado de sargazo con diferentes diámetros de partícula: 1 mm, 0.5 mm y 0.25 mm, a una temperatura de 180 °C durante 2 horas de residencia. Se incubaron 5 g de HC y sargazo natural por separado, a capacidad de campo, en 100 g de un vertisol, de un suelo franco y de arenas de playa de Tulum, México, todos cribados y homogenizados a un diámetro de partícula de 0.18 mm, para medir sus emisiones de CO₂ cada tercer día durante un mes. La tasa de mineralización absoluta y relativa en las arenas de playa mostró las emisiones más altas de CO₂ en comparación con el testigo y otros suelos evaluados, debido a la presencia de aragonita en las arenas y la calcita magnesiana exógena del sargazo. El mejor diámetro de partícula para el manejo del sargazo fue 0.5 mm, ya que emitió una menor cantidad de CO₂. El HC de sargazo debe lavarse después del proceso hidrotermal para retirar el exceso de carbono lúbil, disminuyendo así las emisiones de CO₂ al aplicarse al suelo. Es necesario experimentar con otras relaciones de temperatura y tiempo de residencia en la elaboración de HC para reducir las emisiones de CO₂. Se concluye que el HC de sargazo tiene ventajas para el manejo volumétrico, además de presentar recalcitrancia cuando se aplica a las arenas de playa, aunque no así cuando se aplica en los suelos.



Cita recomendada:

Márquez-Rivera, M. I., Espinosa-Hernández, V., Ortiz-Solorio, C. A., Benedicto-Valdés, G. S., & Robledo-Santoyo, E. (2025). Producción y Mineralización de Hidrocarbón de Sargazo (*Sargassum sp.*) en Condiciones de Incubación. *Terra Latinoamericana*, 43, 1-15. e2206. <https://doi.org/10.28940/terralatinoamericana.v43i.2206>

Recibido: 8 de enero de 2025.

Aceptado: 4 de julio de 2025.

Artículo. Volumen 43.

Diciembre de 2025.

Editor de Sección:
Dr. Luis Alonso Valdez Aguirar

Editor Técnico:
Dr. Gerardo Cruz Flores

Palabras clave: arenas-playa, CO₂, recalcitrancia, suelo.

SUMMARY

Holopelagic sargassum along the coasts of the Mexican Caribbean has affected both natural ecosystems and human activities, with accumulations estimated to reach up to 20 million tons along more than 8850 km of coastline. These large quantities of algal biomass can be converted into recalcitrant carbonaceous material through a hydrothermal process, reducing their volume by up to 60% and facilitating biomass management. Hydrochar derived from sargassum was produced and characterized using different particle diameters (1.0, 0.5, and 0.25 mm) at 180 °C for 2 h. Five grams of hydrochar and natural sargassum were separately incubated at field capacity in



Copyright: © 2025 by the authors.

Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

100 g of Vertisol, loam soil, and beach sands from Tulum, Mexico. All substrates were previously sieved and homogenized to a particle diameter of 0.18 mm. Carbon dioxide (CO_2) emissions were measured every third day over a one-month incubation period. Absolute and relative mineralization rates in beach sands exhibited the highest CO_2 emissions compared with the control and the other soils evaluated. This response was attributed to the presence of aragonite in the sands and exogenous magnesian calcite associated with the sargassum biomass. The particle diameter of 0.5 mm was identified as optimal for sargassum handling, as it resulted in lower CO_2 emissions. Sargassum hydrochar should be washed after the hydrothermal process to remove excess labile carbon, thereby reducing CO_2 emissions following soil application. Additional studies evaluating different temperature and residence time combinations during hydrochar production are required to further decrease CO_2 emissions. It is concluded that sargassum hydrochar offers advantages in terms of volumetric handling and exhibits recalcitrant behavior when applied to beach sands, but not when applied to soils.

Index words: *sands-beach, CO_2 , recalcitrance, soil.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es un elemento indispensable para la vida, ya que es el sostén de cualquier ecosistema. La degradación del suelo en México es uno de los principales problemas en materia de conservación ambiental, afectando ya al 76% de la superficie nacional (Bolaños-González, et al., 2016), la cual presenta algún tipo de degradación. La intervención humana ha inducido directamente la pérdida de materia orgánica en los ecosistemas a través de la deforestación, la tumba, roza y quema, la agricultura intensiva con monocultivos, la siembra en laderas, entre otros factores, lo que provoca la pérdida de fertilidad en los ecosistemas.

Una de las alternativas para contrarrestar los efectos negativos causados por las malas prácticas agrícolas es la aplicación de enmiendas en el suelo con HC (Alburquerque et al., 2009; Ibarrola, Evar y Reay, 2013; Steiner, 2016). Las materias primas seleccionadas junto con el proceso hidrotermal para elaborar HC, influyen directamente en la estructura del producto final y son los condicionantes que proporcionarán los beneficios de las enmiendas en el suelo (Lehmann, 2007; Brick y Lyutse, 2010). La producción de HC contribuye al manejo de residuos de biomasa que en ocasiones pueden constituir problemas ambientales. La conversión de dichos residuos a través de esta tecnología se traduce en una reducción energética en comparación con otras alternativas y, genera un subproducto con valor agregado y potencial de economía circular.

Una materia prima con potencial para elaborar HC es el sargazo (*Sargassum fluitans*, *Sargassum natans* I y *Sargassum natans* VIII), ya que en la última década se han presentado arribazones inusuales a lo largo de las costas de Quintana Roo, México, con un volumen calculado de 64 millones de toneladas (Wang et al., 2019) que se han convertido en un problema ambiental y socioeconómico para la región.

La producción de HC es una alternativa para el manejo volumétrico del sargazo, siendo la carbonización hidrotermal el proceso sugerido en este estudio, ya que utiliza temperaturas moderadas (150-350 °C) en tiempos cortos de producción (Arteaga-Pérez, Flores, Escobar, Segura y Gordon, 2015) y la humedad de la colecta no afecta su elaboración a diferencia del biocarbón.

La principal ventaja de esta tecnología es su capacidad para secuestrar cantidades sustanciales de carbono a través de la biomasa pirolizada y su contribución a la disminución de los gases de efecto invernadero (GEI) (Lehmann, 2007). Durante su proceso de fabricación, se puede producir energía y, como mejorador de suelo, el HC se ha asociado con una alta eficiencia en el uso agronómico, además de la obtención de otros posibles productos; sin embargo, es necesario realizar análisis para determinar su eficiencia en la mineralización y las cantidades emitidas de dióxido de carbono.

En el presente estudio se propone realizar la producción de HC con sargazo recolectado de las costas de Quintana Roo, para ser procesado mediante la técnica de carbonización hidrotermal. Se plantea llevar a cabo los análisis químicos correspondientes, observar su capacidad recalcitrante a través de su mineralización y evaluar su desempeño en incubaciones a capacidad de campo (CC) en suelos con textura arcillosa y franca, así como en las arenas colectadas de la playa en Tulum, Quintana Roo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo

La obtención de sargazo se llevó a cabo en la costa de Tulum, Quintana Roo durante el mes de septiembre del año 2023. El sargazo fue recolectado mar adentro, secado a temperatura ambiente (33 °C) y empaquetado para su transporte al laboratorio del Colegio de Postgraduados en el Estado de México.

Tamaño de Partícula

Se optó seleccionar una granulometría única para todas las matrices texturales, esta fue obtenida mediante el muestreo efectuado con arenas de playa (91.2% arenas, 4.9% limos y 3.8% arcillas) en un tren de tamices (Díaz, 2004), donde el diámetro de partícula representativo fue de 0.185 mm con un 82.63% de representatividad. Con esta medida, se tamizaron de igual manera el suelo arcilloso (8.0% arenas, 30.5% limos y 61.5% arcillas con propiedades véticas) y el suelo franco (44.9% arenas, 40.2% limos y 14.9% franco que corresponde a un Vitric Haplustands), para homogeneizar el experimento. Tanto la materia orgánica seleccionada, como su procesamiento hidrotermal, afectan la forma y el tamaño de las partículas, así como sus propiedades. Con respecto al sargazo, se propusieron 3 diámetros de partículas: 1 mm, 0.5 mm y 0.25 mm, tanto como para el sargazo natural, como para los HC obtenidos.

Muestras de Suelo

Se utilizaron dos tipos de suelos: para la textura arcillosa se colectó un vertisol en Jaral del Refugio, Acámbaro, Guanajuato (8.0% arenas, 30.5% limos y 61.5% arcillas) y para la textura franca (44.9% arenas, 40.2% limos y 14.9%) se colectó un suelo Vitric Haplustands al interior del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, en Texcoco, Edo. de México. Para el estudio de la textura arenosa (91.2% arenas, 4.9% limos y 3.8% arcillas), se usaron arenas de playa recolectadas en la costa de Tulum, Quintana Roo, México (Cuadro 1).

Procesamiento del Sargazo en HC

La metodología para la transformación del sargazo (10 g) se realizó mediante carbonización hidrotermal en agua destilada (50 mL) a 180 °C durante 2 horas en un reactor hidrotermal con capacidad de 100 mL. Una vez transcurrido el tiempo señalado, el reactor fue enfriado inmediatamente con agua para detener las reacciones. Se produjeron tres tamaños de HC y tres tamaños de sargazo natural (SN): 1 mm, 0.5 mm y 0.25 mm para ambas muestras (Cuadro 2), de estos, se pesaron 5 g y se incubaron en 100 g de suelo (arcilloso, franco y arenas de playa con un diámetro de partícula de 0.185 mm) a CC en recipientes con tapa con capacidad para 500 g. Se obtuvieron un total de 18 tratamientos a evaluar con 4 repeticiones (Cuadro 3). La incubación duró 30 días a temperatura ambiente (28°C), y las mediciones de CO₂ se efectuaron con un analizador EGM-4 cada 2 días.

Cuadro 1. Caracterización de suelos y las arenas de playa.

Table 1. Characterization of soils and beach sands.

Variable	Arcilloso (V)	Franco (A)	Arenas Playa (P)	Unidades
Materia orgánica	2.8	3.1	0.1	%
Carbono orgánico	1.6	1.8	0.1	%
Nitrógeno	0.6	1.6	0.0	%
Carbono/Nitrógeno	2.6	1.1	0.0	-
Capacidad de Campo	46.0	21.0	6.0	%
Densidad aparente	1.2	1.0	1.6	g cm ³

Cuadro 2. Caracterización del hidrocarbón de sargazo, sargazo natural y residuo acuoso del tratamiento hidrotermal a diferentes diámetros de partícula**Table 2. Characterization of sargassum hydrochar, natural sargassum and aqueous residue from hydrothermal treatment at different particle diameters.**

Variable	Hidrocarbón de Sargazo			Sargazo Natural		
	1 mm	0.5 mm	0.25 mm	1 mm	0.5 mm	0.25 mm
Materia orgánica (%)	79.3	81.8	75.6	88.7	81.0	75.9
Carbono orgánico (%)	39.7	40.9	37.8	44.3	40.5	37.9
Nitrógeno (%)	0.8	0.8	1.3	0.8	0.7	0.8
Carbono/Nitrógeno	49.5	51.1	29.0	55.4	57.8	47.4

Análisis de Laboratorio

La materia orgánica del suelo (MOS) se determinó por oxidación húmeda (Walkley y Black, 1934). A estos resultados se les multiplicó por el factor de 1.72 de Benmelen (Jackson, 1964) para calcular el carbono orgánico del suelo (COS). El contenido de nitrógeno total se realizó mediante la destilación por arrastre de vapor (Kjeldahl modificado). La relación C/N se calculó con los datos obtenidos previamente. La determinación de la curva de retención de humedad se realizó por método del plato y la membrana de presión a través del método AS-06 y la densidad aparente (Dap) a través del método AS-03 (NOM-021-SEMARNAT-2000, 2002). La materia orgánica (MO) del sargazo natural se calculó por calcinación en mufla a 480 °C (Ansorena, 1994).

Cuadro 3. Descripción de los tratamientos.**Table 3. Description of treatments.**

Suelo	Sargazo	Ø Partícula	Tratamiento
(100 g)	(5%)	(mm)	
Vertisol-Arcilloso	Hidrocarbón	1	T1
		0.5	T2
Vertisol-Arcilloso	Natural	0.25	T3
		1	T4
Franco	Hidrocarbón	0.5	T5
		0.25	T6
Franco	Natural	1	T7
		0.5	T8
Arenas Playa	Hidrocarbón	0.25	T9
		1	T10
Arenas Playa	Natural	0.5	T11
		0.25	T12
Arenas Playa		1	T13
		0.5	T14
Arenas Playa		0.25	T15
		1	T16
Arenas Playa	Natural	0.5	T17
		0.25	T18

Cálculo de Tasa de Mineralización

Las emisiones de CO_2 (mg kg^{-1}) se midieron cada dos días durante un mes con un analizador de gases de cámara estática (IRGA) modelo EGM-4, PP Systems. Se empleo la metodología propuesta por Montoya (2004¹) para calcular la tasa de mineralización a partir de los datos de emisión de CO_2 y el contenido de la MOS. Para esto, se consideraron 10 000 m^2 , 0.1 m de profundidad, Dap, MOS, y COS correspondientes de cada tratamiento, los resultados en las siguientes Figuras 3, 8 y Cuadro 5 se presentan en $\text{kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$.

La acumulación de CO_2 se obtuvo de la suma de las emisiones de las 15 lecturas tomadas durante 30 días. Las lecturas obtenidas del IRGA en mg kg^{-1} se calcularon utilizando la metodología propuesta por Montoya (2024¹). Asimismo, se calcularon y ajustaron las Tasas de Mineralización Absoluta y relativa. siguiendo la metodología propuesta por Montoya (2024¹) para representar los cálculos en C-CO_2 mg kg^{-1} . Los resultados en las Figuras 3,10 se presentan convertidos de CO_2 a kg de C en una hectárea de suelo.

Procesamiento de Datos

Se realizó un diseño factorial $3 \times 2 \times 3$ con una distribución completamente al azar donde los factores de estudio fueron el suelo, el HC o el SN y el tamaño de partícula. Para el primer factor se empleó un suelo arcilloso, un suelo franco y arenas de playa, 100 g en cada incubación con un diámetro de partícula de 0.185 mm respectivamente; para el segundo se definieron 5 g de HC y 5 g de SN. Por último, el tercer factor corresponde al tamaño de partícula de la materia orgánica añadida, para el sargazo natural se manejaron tamaños de 1 mm, 0.5 mm y 0.25 mm y, de igual manera para el HC de sargazo. La combinación de niveles de cada uno de los factores de estudio, dio como resultado dieciocho tratamientos con cuatro repeticiones, así como también se evaluaron tres muestras de suelo sin HC o SN de cada tipo de suelo (vertisol V-B, franco F-B y playa P-B).

El análisis estadístico de los datos se realizó a través del SAS versión 9.3 (SAS Institute, 2011) en el que se ejecutó un análisis de varianza mediante el procedimiento GLM y las comparaciones de medias se realizaron con la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento

Los rendimientos obtenidos después de la elaboración del HC fueron del 55-60% con el procedimiento y los materiales descritos en la metodología (Figura 1). Estos resultados son comparables con el trabajo de Soroush et al. (2022), quienes obtuvieron un rendimiento de casi 60% en la producción de HC de remolacha, deduciendo una correlación entre la biomasa recuperada y el incremento de la temperatura, la cual disminuye los rendimientos del HC. Trabajos como el de Rustamaji et al. (2022) con HC de *Sargassum sp.* obtuvieron un rendimiento de 76.95%, e HC de residuos de microalgas (*Chlorella vulgaris*) a las que previamente les fueron extraídos lípidos para elaborar biocombustible, se obtuvo un rendimiento de 74.35% (Lee, Lee, Sohn, Kim y Park, 2018).

La elección de la temperatura y el tiempo de residencia se basaron en las experiencias descritas por otros investigadores a través de sus publicaciones (Lee et al., 2018; Rustamaji et al., 2022; Soroush et al., 2022).



Figura 1. Sargazo natural, molido y pirolizado.
Figure 1. Natural, ground and pyrolyzed sargassum.

¹ Montoya, V. M. (2024) *Evaluación de la fertilidad física de distintos ecosistemas a partir de la emisión y fijación de CO_2* . Tesis para obtener el grado de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México.

Es esencial tener cuidado en la producción y recuperación de los sólidos. Si bien el aumento de la temperatura mejora la carbonización, también produce reacciones (deshidratación, aromatización y desoxigenación) que afectan la transformación de la materia orgánica en HC. Temperaturas superiores a 200-210 °C conllevan la degradación de la celulosa, lo que resulta en una disminución de los sólidos esperados (Román *et al.*, 2018; Soroush *et al.*, 2022).

Mineralización del Hidrocarbón de Sargazo y Sargazo Natural Incubado

El suelo es un importante depósito de carbono, con una capacidad de almacenamiento mucho mayor que la vegetación y la atmósfera, con estimaciones de hasta ~ 3000 Pg CO₂ (Andriamananjara *et al.*, 2017). Su papel ambiental y agronómico está ligado al ciclo del carbono orgánico del suelo (COS) y a la renovación de la materia orgánica (MO), lo que influye en la fertilidad del suelo (Ahrens *et al.*, 2014). En los últimos años, también se ha dado importancia a la disolución del carbono inorgánico (CI), especialmente en suelos calcáreos (Sun, Meng y Zhu, 2022).

El CO₂ liberado del suelo a la atmósfera proviene de la fauna edáfica, microorganismos, el metabolismo de las raíces y la mineralización de la MO y el CI (Fortin, Rochette y Pattey, 1996). La mineralización convierte la MO en formas inorgánicas aprovechables por las plantas (Steubing, Godoy y Alberdi, 2001; Guerrero-Ortiz, Quintero, Espinoza, Benedicto y Sánchez, 2012) y su estudio se puede llevar a cabo mediante incubaciones de suelo en laboratorio.

Cuantificar la liberación de CO₂ es crucial para comprender los cambios en la MO y su relación con la actividad biológica y la fertilidad del suelo (Ajwa *et al.*, 1999; Lacasta, Benítez, Maire y Meco, 2006). Este CO₂ emitido representa la respiración edáfica y sirve como bioindicador de la actividad microbiana (García y Rivero, 2008), es decir, los niveles de emisión pueden indicar la estabilidad del material orgánico o cantidad de carbono lúbil, o bien, la influencia que ejerce el tamaño de partícula con mayor o menor superficie específica, según su tamaño.

Emisión y Tasas de Mineralización de C-CO₂

El análisis estadístico demostró que si hay diferencias significativas ($p \leq 0.0097$) entre el suelo, la MO añadida y el tamaño de partícula en los tratamientos T16 y T9 como las emisiones acumuladas más altas con 34 422.00 y 33 331.00 mg m⁻³ de C-CO₂ respectivamente y, los tratamientos T5 y T6 presentaron las menores emisiones con 23 467.00 y 23 128.00 mg m⁻³ de C-CO₂ (Figura 2). En síntesis, las arenas de playa con sargazo natural, presentaron la mayor emisión de CO₂ con el diámetro de partícula de 1 mm y el suelo arcilloso fue el factor que menor emisión de CO₂ emitió al mezclarlo con SN.

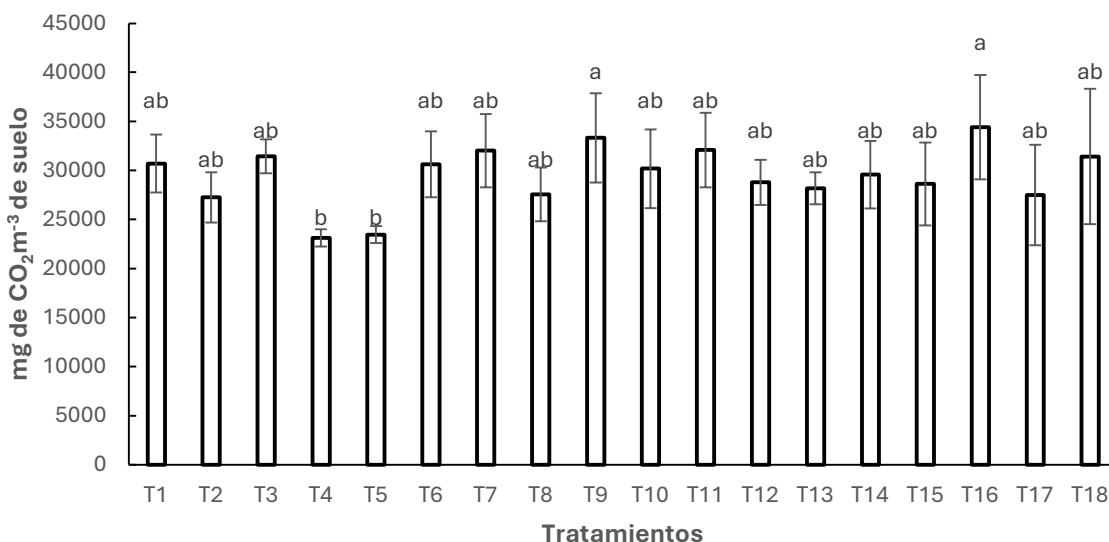


Figura 2. Acumulación de C-CO₂ durante la incubación de 30 días. Columnas con letras distintas indican diferencias significativas, según la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

Figure 2. C-CO₂ accumulation during the 30-day incubation. Columns with different letters indicate significant differences according to Tukey's test ($p < 0.05$).

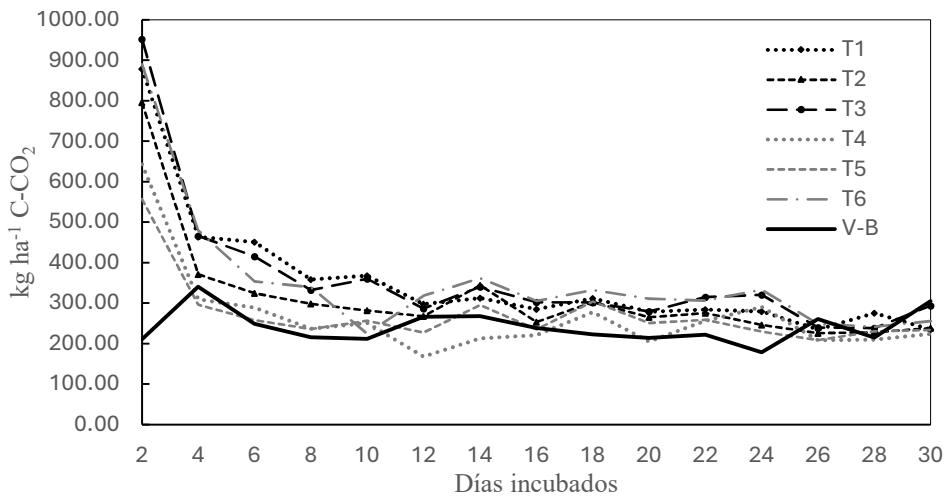


Figura 3. Evolución de C-CO₂ en 30 días de incubación en suelo arcilloso a CC.
Figure 3. Evolution of C-CO₂ in 30 days of incubation in clay soil at CC.

Con respecto al tamaño de partícula, estas presentaron diferencias significativas ($p \leq 0.0217$), el análisis estadístico mediante la prueba de Tukey indicó que el tamaño de partícula que más emite CO₂ es la de 0.25 mm con 30 712 mg m⁻³ de C-CO₂, la partícula de 0.5 mm es la que menor emite CO₂ con 27 910.00 mg m⁻³ de C-CO₂. La partícula de 1 mm con 29 777 mg m⁻³ de C-CO₂ no fue significativa.

Al incubar el HC en los suelos, las lecturas de emisión de CO₂ describen el comportamiento característico, donde se observa inicialmente una importante actividad biológica durante los primeros 6 días (Figura 3 y 4), relacionada con la degradación de materiales orgánicos lábiles por parte de los microorganismos (Zou, Ruan, Fu, Yang y Sha 2005; Durán y Henríquez, 2007). Una vez concluido este periodo, los tratamientos incubados con suelo presentaron lecturas más estables (comportamientos similares a los observados por Acosta *et al.* (2006); Guerrero-Ortiz *et al.* (2012), en composta y abonos orgánicos) hasta los 20 días (en específico los diámetros de partícula de 0.25 y 1 mm), en los que se seguía observando las emisiones más altas a las enmiendas con HC, posterior a este periodo las lecturas de emisión de CO₂ decaen, tanto con HC como SN.

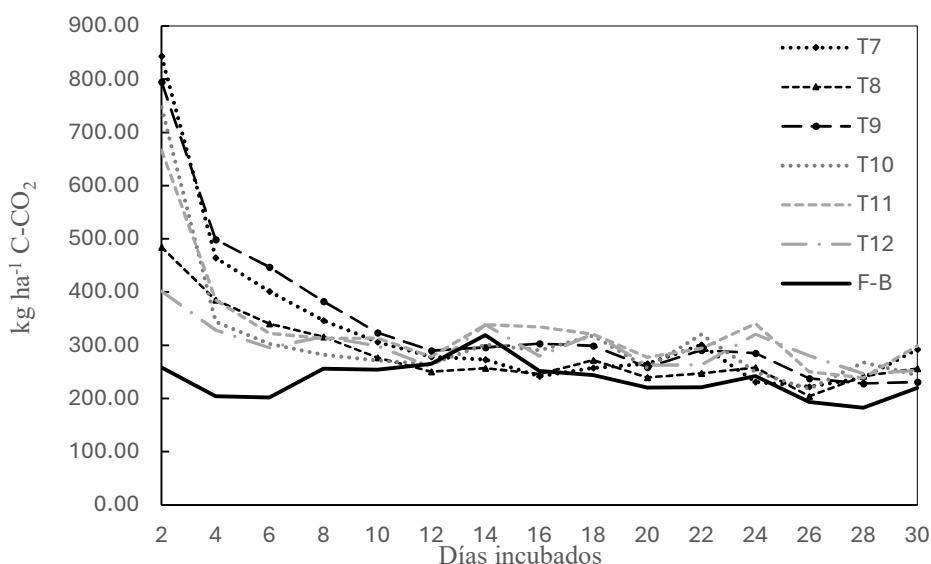


Figura 4. Evolución de C-CO₂ en 30 días de incubación en suelo franco a CC.
Figure 4. Evolution of C-CO₂ in 30 days of incubation in loamy soil at FC.

Por otro lado, entre los días 10 y 20 se observan picos en las lecturas, que están vinculadas a las ocasiones en que se restauró la humedad a CC, estos pulsos en la tasa de respiración del suelo, es conocido como efecto Birch (Birch, 1958). Para el caso de las arenas de playa, esto es significativo, ya que presentaron el efecto contrario a los suelos, pues después de un periodo de 10 días, se observó un incremento gradual en la emisión de CO_2 hasta terminar el experimento. Todos los testigos (V-B, F-B, P-B) presentaron bajos desprendimientos de CO_2 ante el nulo aporte de materiales orgánicos.

Las incubaciones en suelos arcillosos presentaron una mineralización que va desde los $557.33 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ (T5) hasta los $952.30 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ (T3) que, junto con T6, con $890.00 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ fueron las estimaciones más altas en la primera lectura que corresponde al día dos; para disminuir drásticamente en el día cuatro, hasta con un 50% menos en promedio para todos los tratamientos. Las bajas emisiones de CO_2 en los tratamientos con SN fue evidente desde el sexto día en los tratamientos con partículas de 1 mm y 0.5 mm, los tratamientos con tamaño de partícula 0.25 mm se mantuvieron emitiendo CO_2 y, su mineralización, por arriba de los $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ hasta el día 24 de la incubación, posterior a esas fechas, los suelos con SN emitieron CO_2 y una mineralización por debajo de los $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ (Figura 3).

Con respecto al suelo franco, las emisiones de CO_2 en la primera lectura estuvieron en un rango de mineralización desde $401.79 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ (T12) y hasta $843.29 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ (T7). Los tratamientos con menor emisión de HC y SN presentaron una disminución de 20.48% (T8) y 18.22% (T12) respectivamente para el día cuatro. Los tratamientos con HC presentaron una caída de liberación de CO_2 hasta el día ocho, en el rango de mineralización de los $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$, a diferencia de los tratamientos con SN que cayeron en el mismo rango desde el día cuatro (Figura 4).

En las arenas de playa, los tratamientos T14, T15 y T17 presentaron emisiones de CO_2 bajas con respecto a los dos suelos estudiados. La mayor mineralización de HC fue de $920.15 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ (T13) para el segundo día y disminuyó un 50% para el día cuatro; mientras que la mineralización de SN fue de $1\,233.16 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ en el tratamiento T16 y disminuyó un 42.50% para el día 4, ambas con tamaño de partícula de 1 mm. Las emisiones fueron muy oscilatorias en todo el período de incubación, sin embargo, nunca descendieron los $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$, se mantuvieron por encima del testigo (P-B) y se observó una tendencia al alza durante el periodo de incubación a diferencia de los suelos (Figura 5).

Acumulación de CO_2

Todos los tratamientos presentaron una acumulación de CO_2 superior a la de los testigos. Las acumulaciones de CO_2 fueron mayores en las incubaciones de suelo arcilloso con HC o SN en comparación con el testigo correspondiente (V-B). Los HC destacan como el material que más acumuló CO_2 , no obstante, el tratamiento T6 con SN y partícula de 0.25 mm presentó una mineralización acumulada de $5\,302.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$, muy similar a las lecturas de las enmiendas T1 con $5\,317.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ y T3 $5\,446.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{C-CO}_2$ ambos con HC, probablemente este valor en T6, tiene relación con el diámetro de partícula más pequeño pues en ambos casos fue el que acumuló más CO_2 (Figura 6).

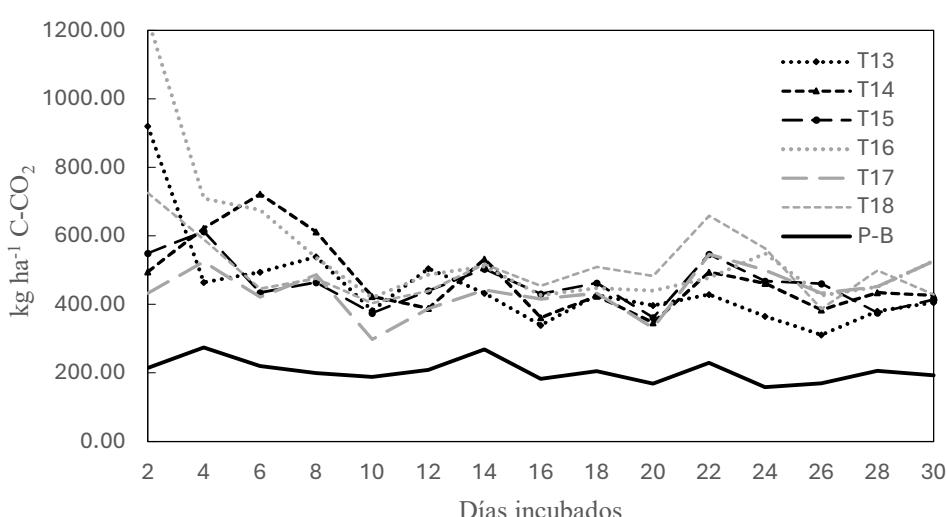


Figura 5. Evolución de C-CO₂ en 30 días de incubación, en arenas de playa a CC.
Figure 5. Evolution of C-CO₂ in 30 days of incubation, in beach sands at CC.

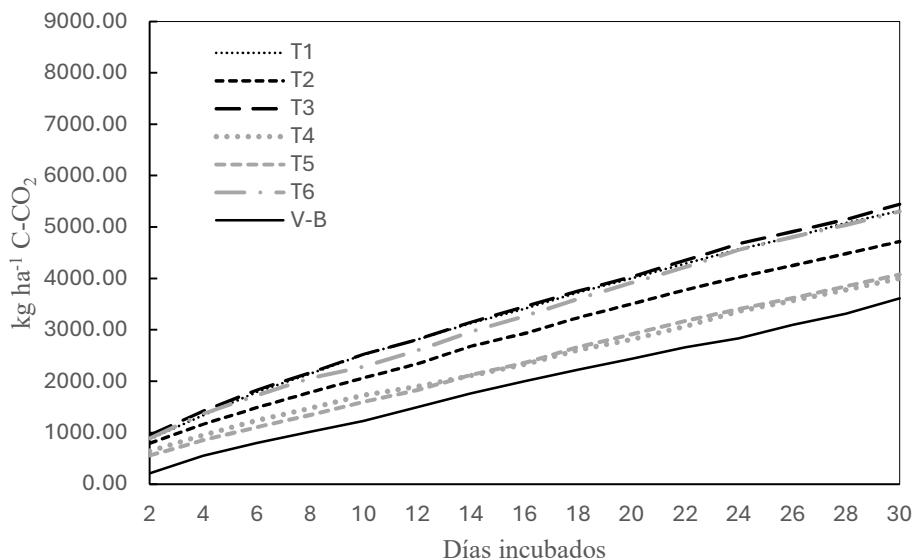


Figura 6. Acumulación de C-CO₂ en 30 días, en los tratamientos con suelo arcilloso a CC.
Figure 6. Accumulation of C-CO₂ in 30 days, in treatments with clay soil at FC.

Para las incubaciones de suelo franco, las acumulaciones de CO₂ fueron más parejas entre ambas enmiendas orgánicas, sin embargo, los tratamientos con HC fueron los que presentaron mayor cantidad. Se pudo observar una vez más que la mayor acumulación de CO₂ fue dada por el diámetro de partícula de 0.25 mm en T9 con 5168.8 kg ha⁻¹ C-CO₂, mientras que la partícula de 0.5 mm en T8 fue la que presentó menor acumulación (Figura 7). Por el contrario, en las arenas de playa, los tratamientos donde se añadió SN, T16 con 8 316.2 kg ha⁻¹ C-CO₂ y T18 con 7 579.3 kg ha⁻¹ C-CO₂ y diámetro de partícula de 1 y 0.25 mm respectivamente, fueron los mayores acumuladores de CO₂, mientras que el T17 con partícula de 0.5 mm, presentó la menor emisión de todos los tratamientos en las arenas (Figura 8).

Tasa de Mineralización Absoluta y Relativa

La interacción entre las tres variables factoriales fue estadísticamente significativa ($p \leq 0.0001$), en el Cuadro 4 se pueden observar los resultados de las interacciones entre el suelo, el sargazo añadido y el diámetro de partícula.

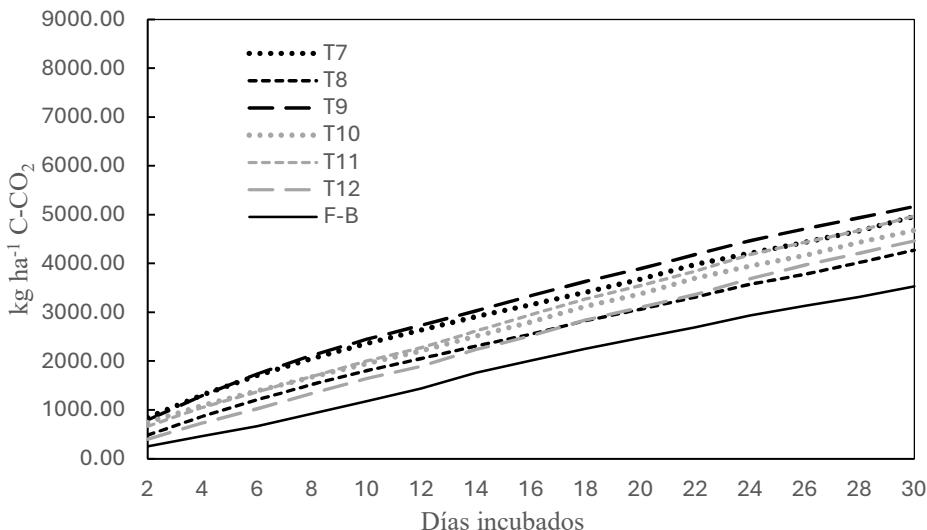


Figura 7. Acumulación de C-CO₂ en 30 días, en los tratamientos con suelo franco a CC.
Figure 7. C-CO₂ accumulation in 30 days, in treatments with loam soil at FC.

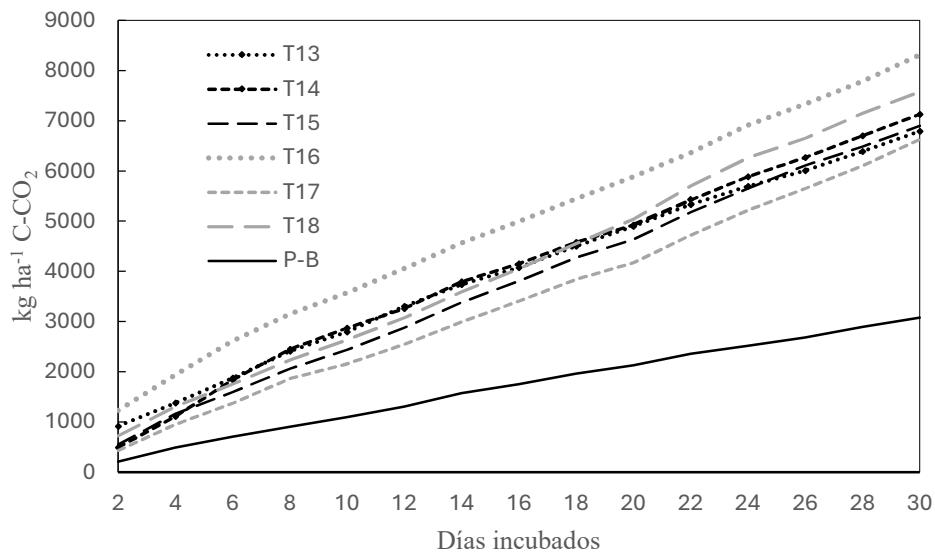


Figura 8. Acumulación de C-CO₂ en 30 días, en los tratamientos con arenas de playa a CC.
Figure 8. C-CO₂ accumulation in 30 days, in treatments with beach sands at CC.

Cuadro 4. Interacciones del suelo, sargazo y Ø Partícula en la Tasa de mineralización Absoluta y Relativa.

Table 4. Interactions of soil, sargassum and Ø particle diameter on absolute and relative mineralization rates.

Tratamiento	Suelo	Sargazo	Ø Partícula	TM Absoluta	TM Relativa
T1	100 g Vertisol	5 g HC	mm 1	% C 35.0 ± 3.3 de	kg ha⁻¹ C-CO ₂ 5 317.0 ± 509.6 bcdef
T2	Vertisol	HC	0.5	20.0 ± 1.8 ef	4 720.0 ± 444.4 ef
T3	Vertisol	HC	0.25	30.0 ± 1.6 ef	5 446.4 ± 298.6 bcdef
T4	Vertisol	SN	1	16.5 ± 0.6 ef	4 005.6 ± 152.0 f
T5	Vertisol	SN	0.5	20.4 ± 0.8 ef	4 080.2 ± 170.8 f
T6	Vertisol	SN	0.25	36.1 ± 3.9 de	5 302.8 ± 580.5 bcdef
T7	Franco	HC	1	19.1 ± 2.2 ef	4 966.6 ± 577.0 def
T8	Franco	HC	0.5	12.0 ± 1.1 f	4 276.9 ± 425.4 f
T9	Franco	HC	0.25	15.8 ± 2.1 ef	5 168.8 ± 704.3 cdef
T10	Franco	SN	1	17.7 ± 2.3 ef	4 681.3 ± 623.6 f
T11	Franco	SN	0.5	16.7 ± 1.9 ef	4 975.7 ± 589.5 def
T12	Franco	SN	0.25	14.5 ± 1.1 ef	4 467.6 ± 356.6 f
T13	Arena Playa	HC	1	32.0 ± 1.8 def	6 794.5 ± 391.0 abcd
T14	Arena Playa	HC	0.5	26.4 ± 3.0 ef	7 131.3 ± 828.5 ab
T15	Arena Playa	HC	0.25	53.5 ± 7.9 d	6 901.2 ± 1020.6 abc
T16	Arena Playa	SN	1	165.9 ± 24.0 a	8 316.2 ± 1203.2 a
T17	Arena Playa	SN	0.5	76.0 ± 14.1 c	6 631.1 ± 1236.2 abcde
T18	Arena Playa	SN	0.25	100.8 ± 19.7 b	7 579.3 ± 1481.7 a

Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas, según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). ± Error estándar calculado.
 Different letters in the same column indicate significant differences according to Tukey's test ($p \leq 0.05$). ± Standard error calculated.

Los porcentajes de mineralización absoluta mostrados en la Figura 9 indican que el suelo franco presentó una menor tasa de liberación de C-CO₂. Los tratamientos T7 con 19.1% y T10 con 17.7% superaron al testigo (FB-17.1%), ambos con un diámetro de partícula de 1 mm. A medida que disminuyó el tamaño de partícula, también lo hizo la tasa de mineralización en las enmiendas con SN.

En dos tratamientos con suelo arcilloso se pudo observar una tasa de mineralización superior al testigo correspondiente (VB-19.2%) y a los tratamientos con suelo franco. El T1 con HC registró 35.0% con un diámetro de partícula de 1 mm y de 36.1% en T6 con SN y diámetro de partícula de 0.25 mm. Para los tratamientos con SN y suelo arcilloso, se observó que, al disminuir el diámetro de partícula, aumentó la tasa de mineralización.

De manera extraordinaria, las tasas de mineralización de C-CO₂ fueron más altas en las arenas, con 165.9% y 100.8% de mineralización para los tratamientos con SN T16 y T18 respectivamente. Los tratamientos con HC presentaron tasas menores, con un máximo de 53.5% en T15. En los tratamientos con las arenas, ya sea con HC o SN, los tamaños de partícula de 0.5 mm fueron los que presentaron menores tasas de mineralización.

Los tratamientos con HC en suelos arcillosos mostraron la mayor mineralización relativa (Figura 10) de carbono en comparación con los dos suelos, a diferencia de las arenas, donde las incubaciones con HC presentaron la menor mineralización. En el caso del suelo franco, las emisiones fueron más homogéneas, oscilando entre 4276.9 y 5168.8 kg ha⁻¹ de C-CO₂ mineralizado.

Está ampliamente documentado que los HC emiten CO₂ debido a la gran cantidad de carbono lúbil que contienen, lo cual estimula la actividad de los microorganismos al proporcionar sustratos adicionales (Andert y Mumme, 2015). Los estudios en los que se han incubado HC muestran una rápida mineralización al inicio del monitoreo del CO₂, atribuida en la mayoría de los casos a la fracción lúbil presente en el HC después de su elaboración, lo que promueve el incremento de los microorganismos (Steinbeiss, Gleixner y Antonietti, 2009; Gajic y Koch, 2012; Kammann, Ratering, Eckhardt y Müller, 2012).

Sin embargo, esta fracción lúbil puede ser responsable de la poca o nula germinación y de deficiencias de crecimiento en las primeras etapas de las plantas. Por ello, algunos autores han sugerido lavar el HC antes de utilizarlo como enmienda en el suelo, envejecerlo o mezclarlo con el suelo semanas antes de la siembra o el trasplante (Berge, Kammann, Ro y Libra, 2013).

Otra causa que aumenta la emisión de CO₂ es la temperatura elegida para la elaboración del HC. Se ha documentado que a temperaturas superiores a 200 °C las emisiones son menores en comparación con temperaturas más bajas, debido a la menor cantidad de carbono lúbil y aromático (Kammann et al., 2012). Por ello, es necesario realizar investigaciones enfocadas en las emisiones de GEI en las incubaciones en suelo con MO. Por ejemplo, Watson, Schlösser, Vogler y Wichern (2021) produjeron HC a partir de digestato de biogás de maíz (*Zea mays L.*) con una residencia de 1 a 6 horas de carbonización. Las incubaciones se realizaron con un suelo franco arenoso durante 28 días, con mezclas de digestato, HC y aguas de proceso para evaluar la composición de la comunidad microbiana, su biomasa, la respiración y la nitrificación.

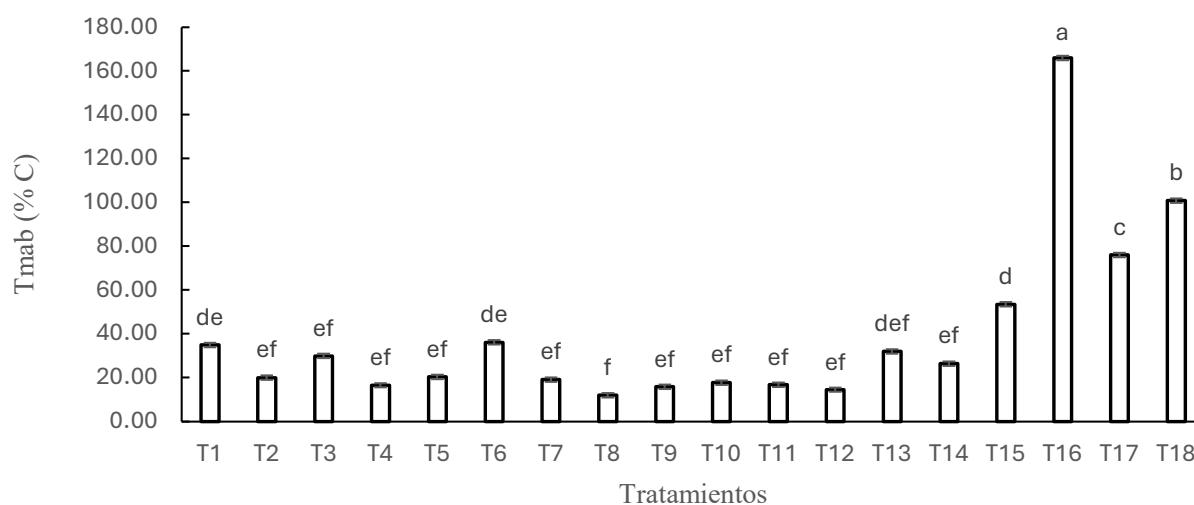


Figura 9. Tasa de mineralización absoluta a CC. Columnas con letras distintas presentan significancia estadística diferente ($p \leq 0.05$).

Figure 9. Absolute mineralization rate at FC. Columns with different letters show different statistical significance ($p \leq 0.05$).

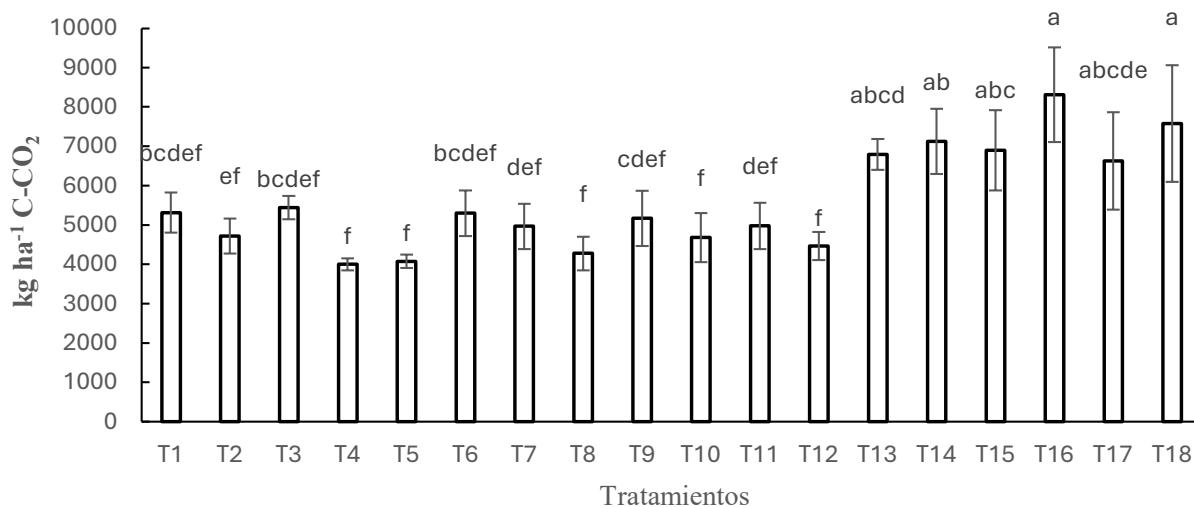


Figura 10. Tasa de mineralización relativa a CC. Columnas con letras distintas presentan significancia estadística diferente ($p \leq 0.05$).
Figure 10. Mineralization rate relative at CC. Columns with different letters show different statistical significance ($p \leq 0.05$).

Todas las enmiendas estimularon la respiración microbiana, con emisiones similares entre digestato y HC, pero superiores al agua de proceso en el orden de HC > digestato > agua de proceso > testigo. Estos resultados destacan el bajo potencial del HC para el secuestro de carbono, ya que este se pierde en la fase gaseosa y en el agua de proceso. Kammann *et al.*, (2012) también concluyen que los HC presentan poca estabilidad y acumulan mayores emisiones de GEI, sugiriendo estudiar más a fondo estos flujos de gases cuando los suelos son enmendados con HC.

En el presente trabajo, los ensayos de incubación con suelo arcilloso y franco demostraron que las emisiones de CO₂ con HC fueron las más altas en comparación con las enmiendas con SN, lo que concuerda con la revisión de literatura. La temperatura con la que se elaboró el HC de sargazo fue de 180 °C, lo que promueve el carbono lúbil y aromático en el HC y el agua de proceso (Kammann *et al.*, 2012). Las altas emisiones de CO₂ en el suelo arcilloso con HC, en comparación con el suelo franco, evidencian una mayor cantidad de microorganismos beneficiados por el carbono lúbil. En cambio, las emisiones de CO₂ en el suelo franco con SN fueron mayores que en el suelo arcilloso, ya que la mayor aireación promueve la mineralización de la MO y la disponibilidad de nitrógeno, resultados que concuerdan con los obtenidos por Lacasta *et al.* (2006).

Por otro lado, en las arenas de playa, las emisiones de CO₂ y la tasa de mineralización mostraron resultados opuestos a los observados en los suelos. Las incubaciones con SN fueron las que mayor CO₂ desprendieron en comparación con las arenas con HC. Estas incubaciones y sus emisiones de CO₂ fueron muy superiores a las de los suelos, debido a la mineralización del Cl contenido en las arenas, identificado como aragonita a través de rayos X por Chen *et al.* (2007). La incubación arenas-sargazo-natural-tamaño-1 presentó diferencias significativas ($p < 0.05$).

En el trabajo de Chen *et al.* (2007) sobre las arenas de playa de Cancún, México, determinaron una relación atómica de 15% de calcio y 12% de carbono, ajustada al CaCO₃. Los rayos X identificaron que el mineral dominante era la aragonita (los autores sugieren la presencia de CaSiO₃, trazas de SrCO₃ y óxido de arsénico). Además, la textura arenosa per se del sedimento incubado con sargazo muestra canales internos en las partículas arenosas, clasificadas como mesoporosas. Esto sugiere que, al disponer de mayor aireación en texturas arenosas, tanto externas como internas, el proceso de degradación de la MO es mayor (Lacasta *et al.*, 2006). Recordemos que la capacidad de campo de las arenas fue de 6 g de humedad gravimétrica, y el material predominante es aragonita, rica en CaCO₃ (Chen *et al.*, 2007). Esta relación entre baja humedad y el espacio poroso permite una alta concentración de gases, a diferencia de los espacios porosos pequeños en las arcillas (Or y Wraith, 1999).

Además, los investigadores sugieren que las arenas podrían eliminar partículas nano y microscópicas hidrológicas e hidrofílicas con fines de purificación, gracias a su afinidad por materiales de baja energía. Es probable que este efecto haya incidido en los materiales lúbiles del HC, contribuyendo a una menor emisión de CO₂ en comparación con el SN. Sin embargo, las emisiones con arenas y HC estuvieron muy por encima de las reportadas en los suelos de este estudio.

Por otro lado, las diferencias entre las emisiones de CO_2 del HC y el SN en las arenas de playa podrían explicarse por la MO de origen, la cual no fue lavada en ningún momento. Salgado *et al.* (2024) mencionan que el sargazo en su trayecto oceánico incorpora organismos externos, ocupando hasta un 70% de briozos con una composición mineral identificada como calcita magnesiana. Dong, Cai, Liang y Zhou (2013) encontraron que las emisiones de CO_2 aumentaron de 3 a 6 veces en suelos enmendados con MgCO_3 en comparación con suelos enmendados con CaCO_3 (Carbonato de calcio).

La explicación que ofrecen los autores, y con la que coincidimos, es que, en el caso del SN en las arenas, con baja humedad (6 g de agua destilada a capacidad de campo), el MgCO_3 contenido en los briozos puede disolverse más fácilmente que el CaCO_3 . Esto se debe a que la arena estudiada no es soluble en agua (Chen *et al.*, 2007) o bien, su disolución es moderada, ya que en agua neutra (pH 6.5-8.5) la disolución es lenta o nula.

CONCLUSIONES

La transformación del sargazo natural en HC reduce hasta un 40% la volumetría del sargazo, lo que demuestra la efectividad de esta técnica en la reducción y manejo de grandes volúmenes en poco tiempo.

Los HC generan emisiones de CO_2 hasta un 20% superiores a las de los suelos sin enmiendas, y los suelos incubados con sargazo natural (SN) presentan hasta un 5% más de emisiones con respecto a los testigos. El HC no es viable como un producto recalcitrante, ya que para adquirir esta característica debe someterse a otros procesos durante su producción o aplicación en el suelo, específicamente en cuanto al tiempo y la temperatura a los que se someta la materia orgánica.

El diámetro de partícula 0.5 mm resultó ser el más adecuado para el fraccionamiento de la materia orgánica, ya que presenta menores emisiones de CO_2 .

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los conjuntos de datos utilizados o analizados durante el estudio actual están disponibles del autor correspondiente a solicitud razonable.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FINANCIACIÓN

El presente proyecto fue financiado por el SECIHTI y el Colegio de Postgraduados.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Contribuyó en la conceptualización, escritura del artículo, ejecución de la metodología, recopilación de datos y experimentación: M.I.M.R. Contribuyó en la adquisición de fondos: V.E.H. Contribuyó en la revisión y edición del artículo: C.A.O.S. y G.S.B.V. Contribuyó en el diseño experimental y análisis de datos: M.I.M.R., G.S.B.V. y C.A.O.S. Contribuyó en la revisión: V.E.H. y E.R.S.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen su participación a todo el personal de los laboratorios de Física de Suelos y Pedogénesis del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Al CONAHCYT por el otorgamiento de la beca de Maestría para el primer autor.

LITERATURA CITADA

- Acosta, Y., Cayama, J., Gómez, E., Reyes, N., Rojas, D., & García, H. (2006). Respiración microbiana y prueba de fitotoxicidad en el proceso de compostaje de una mezcla de residuos orgánicos. *Multiciencias* 6(1), 220-227.
- Andriamananjara, A., Ranaivoson, N., Razafimbelo, T., Hewson, J., Ramifehiarivo, N., Rasolohery, A., ... & Razakamanarivo, R. H. (2017). Towards a better understanding of soil organic carbon variation in Madagascar. *European Journal of Soil Science* 68, 930-940. <https://doi.org/10.1111/ejss.12473>
- Ahrens, B., Reichstein, M., Borken, W., Muhr, J., Trumbore, S. & Wutzler, T. (2014). Bayesian calibration of a soil organic carbon model using $\delta^{14}\text{C}$ measurements of soil organic carbon and heterotrophic respiration as joint constraints. *Biogeosciences* 11(8), 2147-2168. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2147-2014>
- Ajwa, H.A., Dell, C.J. & Rice, C.W. (1999). Changes in enzyme activities and microbial biomass of tall grass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 31, 769-777. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00177-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00177-1)
- Alburquerque, J. A., Calero, J. M., Barrón, V., Torrent, J., del Campillo, M. C., Gallardo, A., & Villar, R. (2013). *El biocarbón como una herramienta para limitar las emisiones de CO₂ y mejorar las propiedades del suelo en el ámbito Mediterráneo*. Madrid, España: Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Andert, J., & Mumme, J. (2015). Impact of pyrolysis and hydrothermal biochar on gas-emitting activity of soil microorganisms and bacterial and archaeal community composition. *Applied Soil Ecology*, 96, 225-239., <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.019>
- Ansorena, M. (1994). *Sustratos; propiedades y caracterización*. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Arteaga-Perez, L. E., Flores, M., Escobar, M., Segura, C., & Gordon, A. (2015). Análisis comparativo de la torrefacción húmeda y seca de *Pinus radiata*. *Energética*, 46, 5-12. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=147043932002>
- Berge, N.D., Kammann, C., Ro, K., & Libra, J. (2013). Environmental applications of hydrothermal carbonization technology: Biochar production, carbon sequestration, and waste conversion. In M. M. Titirici (Ed.), *Sustainable carbon materials from hydrothermal processes* (pp. 295-340). Hoboken, NJ: John Wiley & Sons.
- Birch, H.F. (1958). The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 10, 9-31. <https://doi.org/10.1007/BF01343734>
- Bolaños-González, M. A., Paz-Pellat, F., Cruz-Gaistardo, C. O., Argumedo-Espinoza, J. A., Romero-Benítez, V. M., & de la Cruz-Cabrera, J. C. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 271-288.
- Brick, S., & Lyutse, S. (2010). *Biochar: Assessing the promise and risks to guide U.S. policy* (NRDC Issue Paper). Madison, WI, USA: Natural Resources Defense Council.
- Chen, H., Wang, J., Ur Rahman, Z., Worden, J. G., Liu, X., Dai, Q., & Huo, Q. (2007). Beach sand from Cancun Mexico: a natural macro- and mesoporous material. *Journal of Materials Science*, 15, 6018-6026. <https://doi.org/10.1007/s10853-006-0970-2>
- Díaz, F. (2004). Selección de sustratos para la producción de hortalizas en invernadero. *En Memorias del IV Simposio Nacional de Horticultura, Invernaderos, diseño, manejo y producción* (pp. 44-52). Torreón, Coahuila, México: Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- Dong, Y.J., Cai, M., Liang, B., & Zhou, J. B. (2013). Effect of Additional Carbonates on CO₂ Emission from Calcareous Soil During the Closed-Jar Incubation. *Pedosphere*, 23(2), 137-142. [10.1016/S1002-0160\(13\)60001-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60001-6)
- Durán, L., & Henríquez, C. (2007). Caracterización química, física y microbiología de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 31(1), 41-51.
- Fortin, M. C., Rochette, P., & Pattey, E. (1996). Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small- grain cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 60(5), 1541-1547. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000050036x>
- Gajíć, A., & Koch, H. J. (2012). Sugar beet (*Beta vulgaris* L.) growth reduction caused by hydrochar is related to nitrogen supply. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1067-1075. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0237>
- García, A., & Rivero, C. (2008). Evaluación del carbono microbiano y la respiración basal en respuesta a la aplicación de lodo papelero en los suelos de la Cuenca del lago de Valencia, Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 34, 215-229.
- Guerrero-Ortiz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S., & Sánchez-Colín, M. D. J. (2012). Respiración de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra latinoamericana*, 30(4), 355-362.
- Ibarrola, R., Evar, B., & Reay, D. (2013). *Comercialización de Biocarbón (biochar) en México*. Escocia, Reino Unido: Universidad Edimburgo.
- Jackson, M. L. (1964). *Ánalisis químico de suelos*. Barcelona, España: Ediciones Omega, S. A.
- Kammann, C., Ratering, S., Eckhardt, C., & Müller, C. (2012). Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas (carbon dioxide, nitrous oxide, and methane) fluxes from soils. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1052-66. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0132>
- Lacasta-Dutoit, C., Benítez-Gilabert, M., Maire, N., & Meco, R. (2006). Efecto de la textura del suelo sobre diferentes parámetros bioquímicos. *En Actas del VII Congreso SEAE: Agricultura Ecológica, gestión sostenible del agua y calidad agroalimentaria* (pp. 110-119). Zaragoza, España: SEAE.
- Lee, J., Lee, K., Sohn, D., Kim, Y. M., & Park, K. Y. (2018). Hydrothermal carbonization of lipid extracted algae for hydrochar production and feasibility of using hydrochar as a solid fuel. *Energy*, 153, 913-920. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.04.112>
- Lehmann, J. (2007). A handful of carbon. *Nature*, 447(7141), 143-144, <https://doi.org/10.1038/447143a>
- NOM-021-SEMARNAT-2000 (Norma Oficial Mexicana). (2002). Antes NOM-021-RECNAT- 2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. D. F.: SEGOB.
- Or, D., & Wraith, J. M. (1999). Soil water content and water potential relationships. En M. E. Sumner (Ed.). *Handbook of Soil Science* (pp. A53-A85). Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Román, S., Libra, J., Berge, N., Sabio, E., Ro, K., Li, L., ... & Bae, S. (2018). Hydrothermal carbonization: modeling, final properties design and applications: A review. *Energies*, 11(1), 216. <https://doi.org/10.3390/en11010216>
- Rustumaji, H., Prakoso, T., Devianto, H., Widiatmoko, P., Rizkiiana, J., & Guan, G. (2022). Synthesis and Characterization of Hydrochar and Bio-oil from Hydrothermal Carbonization of *Sargassum* sp. using Cholin Chloride (ChCl) Catalyst. *International Journal of Renewable Energy Development*, 11(2), 403-412. <https://doi.org/10.14710/ijred.2022.42595>
- Salgado, L., Santana, M., Rey, N., Pi-Puig, T., Camacho, C., & Sanchez, A. (2024) Mineralogía de los sedimentos carbonatados con relación a las arribazones del sargazo holopelágico, Caribe Mexicano. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 40, 117. <https://doi.org/10.20937/RICA.2024.40.ANCA>

- SAS Institute. (201). *Statistical Analysis System SAS/STAT User's Guide. version 9.3*. Cary, NC, USA: SAS Institute Inc.
- Soroush, S., Ronsse, F., Verberckmoes, A., Verpoort, F., Park, J., Wu, D., ... & Heynderickx, P. (2022). Production of solid hydrochar from waste seaweed by hydrothermal carbonization: effect of process variables. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14, 183-197. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02365-9>
- Steubing, L., Godoy, R., & Alberdi, M. (2001). Métodos de ecología vegetal. Universitaria. Santiago, Chile.
- Steiner, C. (2016). Considerations in biochar characterization. Agricultural and environmental applications of biochar: *Advances and Barriers*, 63, 87-100.
- Sun, Z., Meng, F., & Zhu, B. (2022). Influencing factors and partitioning methods of carbonate contribution to CO₂ emissions from calcareous soils. *Soil Ecology Letters*, 5, 6-20. <https://doi.org/10.1007/s42832-022-0139-1>
- Steinbeiss, S., Gleixner, G., & Antonietti, M. (2009). Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(6), 1301-1310. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.016>
- 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.
- Wang, M., Hu, C., Barnes, B., Mitchum, G., Lapointe, B., & Montoya J. P. (2019). The Great Atlantic Sargassum Belt. *Science* 365(6448), 83-87.
- Watson, C., Schröder, C., Vögerl, J., & Wichern, F. (2021). Hydrochar, digestate, and process water impacts on a soil's microbial community, processes, and metal bioavailability. *Soil Science Society of America Journal*, 85(3), 717-731.
- Zou, X. M., Ruan, H. H., Fu, Y., Yang, X. D., & Sha, L. Q. (2005). Estimating soil labile organic carbon and potential turnover rates using a sequential fumigation-incubation procedure. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(10), 1923-1928. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.028>