

Estimación del Potencial de Captura de Carbono por Sistemas de Labranza de Conservación en Suelos de Nayarit, México Estimation of the Carbon Sequestration Potential of Conservation Tillage Systems in Soils of Nayarit, Mexico

Luis Enrique Fregoso-Tirado^{1*} , Martín Enrique Romero-Sánchez² y
Lucila González-Molina³

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Santiago Ixcuintla. km 6 Carretera Internacional Tepic-Mazatlán desviación a Santiago Ixcuintla. 63300 Santiago Ixcuintla, Nayarit, México; (L.E.F.T.).

² Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales. Av. Progreso 5, Barrio de Santa Catarina. 04010 Coyoacán, Ciudad de México, México; (M.E.R.S.).

³ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Valle de México. km. 13.5 Carretera Los Reyes-Textcoco. 56250 Coatlinchán, Estado de México, México; (L.G.M.).

* Autor para correspondencia: fregoso.luis@inifap.gob.mx

RESUMEN

Las emisiones de gases de efecto invernadero han causado inequívocamente, el calentamiento mundial y el cambio climático que se ha documentado en las últimas décadas. La implementación de prácticas de labranza de conservación (LC) ha sido promovida para reducir la degradación del suelo y, como estrategia de mitigación del cambio climático a través de la recarbonización del suelo. El objetivo de este estudio fue estimar el potencial de captura de carbono orgánico del suelo (COS) bajo LC con 35 % de cobertura del suelo (2 Mg de residuos de cosecha ha⁻¹) o con 100% de cobertura del suelo (4.66 Mg o 5.64 Mg de residuos de cosecha ha⁻¹), comparado con labranza tradicional (LT). En el estado de Nayarit, México, se ubicaron tres sitios de estudio manejados con el sistema mixto cultivo/ganado en las unidades de suelo con mayor aptitud para la producción agrícola (Fluvisol, Luvisol y Cambisol). Se usó el modelo RothC-26.3 para simular la dinámica del COS en veinte años. El factor c de dicho modelo se midió mediante el análisis multitemporal con imágenes satelitales de la plataforma Landsat. Los resultados mostraron que en los tres sitios/suelos, la LT conduciría a una tasa promedio de pérdidas de COS de 0.119 Mg ha⁻¹ año⁻¹ a 0.341 Mg ha⁻¹ año⁻¹, mientras que bajo LC, el modelo predijo tasas promedio de acumulación de 0.084 Mg ha⁻¹ año⁻¹ a 0.650 Mg ha⁻¹ año⁻¹, con excepción del suelo Fluvisol con LC y cobertura de 35%, en el cual las simulaciones mostraron una pérdida promedio de COS de 0.129 Mg ha⁻¹ año⁻¹. El estudio concluyó que el COS capturado dependió principalmente del contenido de arcilla y de la cantidad de residuos utilizados como cobertura del suelo, particularmente en Fluvisoles, donde esta debe ser >35% (>2 Mg residuos de cosecha ha⁻¹ año⁻¹) para lograr tasas positivas de captura de COS.

Palabras clave: Cambisol, Fluvisol, Luvisol, RothC-26.3, teledetección.

SUMMARY

Greenhouse gas emissions have unequivocally caused global warming and climate change, as documented in recent decades. The implementation of conservation tillage (CT) practices has been promoted to reduce soil degradation and as a climate change mitigation strategy through soil recarbonization. The objective of this study was to estimate the potential for soil organic carbon (SOC) sequestration under CT with 35% soil cover (2 Mg crop residues ha⁻¹) or 100% soil cover (4.66 or 5.64 Mg crop residues ha⁻¹), compared with traditional tillage (TT). In the state of Nayarit, Mexico, three



Cita recomendada:

Fregoso-Tirado, L. E., Romero-Sánchez, M. E., & González-Molina, L. (2026). Estimación del Potencial de Captura de Carbono por Sistemas de Labranza de Conservación en Suelos de Nayarit, México. *Terra Latinoamericana*, 44, 1-14. e2225. <https://doi.org/10.28940/terralatinoamericana.v44i.2225>

Recibido: 28 de enero de 2025.
Aceptado: 6 de noviembre de 2025.
Artículo. Volumen 44.
Febrero de 2026.

Editor de Sección:
Dr. Luis G. Hernandez Montiel

Editor Técnico:
Dr. Marco Antonio Camacho Escobar



Copyright: © 2026 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/>).

study sites managed under a mixed crop-livestock system were located in soil units most suitable for agricultural production (Fluvisol, Luvisol, and Cambisol). The RothC-26.3 model was used to simulate SOC dynamics over a twenty-year period. The *c* factor of this model was determined through multitemporal analysis of satellite images from the Landsat platform. The results showed that, at the three sites/soils, TT would lead to an average SOC loss rate ranging from 0.119 to 0.341 Mg ha⁻¹ year⁻¹, whereas under CT, the model predicted average SOC accumulation rates ranging from 0.084 to 0.650 Mg ha⁻¹ year⁻¹, except in the Fluvisol under CT with 35% cover, where simulations indicated an average SOC loss of 0.129 Mg ha⁻¹ year⁻¹. The study concluded that SOC sequestration depended mainly on clay content and the amount of residues used as soil cover, particularly in Fluvisols, where residue cover must exceed 35% (> 2 Mg crop residues ha⁻¹ year⁻¹) to achieve positive SOC sequestration rates.

Index words: *Cambisol, Fluvisol, Luvisol, Remote sensing, RothC-26.3*

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es un indicador clave de la calidad y la salud del suelo (Lal, 2016; Reeves, 1997). El incremento del almacén del COS mejora las funciones y servicios ecológicos que proporciona el suelo (Brevik *et al.*, 2015), como la producción de biomasa vegetal, almacenamiento e infiltración del agua, reciclamiento de nutrientes, remediación de la contaminación, además del mejoramiento del entorno físico y cultural para el ser humano (Smith *et al.*, 2019). Se ha estimado que el COS almacenado es de 1500 Pg - 2400 Pg a la profundidad de un metro, superior a la suma de lo incluido en la vegetación y la atmósfera de la Tierra (Crowther *et al.*, 2019; FAO, 2022). Sin embargo, las acciones del ser humano han alterado el balance del carbono (C) en el planeta, como resultado del cambio de uso de la tierra y de su cobertura, provocando pérdidas significativas de su contenido en el suelo (Crowther *et al.*, 2019) e incrementos en las concentraciones de CO₂ atmosféricas (IPCC, 2018). En 2019, las concentraciones atmosféricas de CO₂ (410 μmol mol⁻¹) fueron más altas que en cualquier otro momento en al menos 2 millones de años (IPCC, 2023). Por otro lado, la alteración física del suelo causada por el laboreo es una de las principales causas de la pérdida histórica de materia orgánica del suelo (Lal, 2004), con pérdidas de C a nivel mundial estimadas de 0.3 Pg año⁻¹ - 1.0 Pg año⁻¹ (Chappell, Baldock y Sanderman, 2016). La captura de COS es el proceso mediante el cual el CO₂ es fijado por la fotosíntesis de las plantas e incorporado a la biomasa vegetal, y eventualmente convertido en COS estable en forma de complejos órgano-minerales en el suelo (FAO, 2017; Lal *et al.*, 2018). Este proceso también llamado recarbonización del suelo (FAO y ITPS, 2021) puede apoyar a la mitigación de los problemas causados por el calentamiento y cambio climático global (IPCC, 2023).

Las prácticas de manejo sostenible del suelo pueden inducir la captura de C atmosférico en el suelo (Paustian, Larson, Kent, Marx y Swan, 2019b), entre estas, la labranza de conservación (LC), es conocida por disminuir la pérdida de COS al prevenir la erosión del suelo o al proteger a los agregados del suelo (Lessmann, Ros, Young y de Vries, 2022; Paustian *et al.*, 2019a; Shalunov *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2020), mejorar la capacidad para capturar y almacenar agua y reducir la temperatura del suelo durante el día en la primavera y el verano, (Blanco-Canqui y Ruis, 2018), así como para sostener la productividad agrícola (Haddaway *et al.*, 2017). A pesar de esto, estudios sobre el efecto de la implementación de la LC en la captura de carbono, han sido inconsistentes, mostrando efectos positivos, negativos o nulos (Powlson *et al.*, 2014). Por otra parte, los resultados de un meta-análisis a nivel mundial, mostraron que el potencial de captura de C en suelos bajo LC, algunas veces no se alcanza (Sun *et al.*, 2020). Lo anterior justifica entender los controles biofísicos y del manejo del suelo específicos del lugar, para definir los beneficios potenciales de la adopción de LC. Este enfoque, es particularmente cierto para áreas tropicales con agricultura de temporal (Farage *et al.*, 2007) como es el caso del estado de Nayarit, donde existe información escasa sobre el potencial que tienen sus suelos para incrementar sus reservas de COS (Murray-Núñez, González, Benítez, and Serrano, 2015; Zamudio y Méndez, 2011).

Los experimentos de campo de largo plazo para evaluar la dinámica del COS, como resultado de diferentes sistemas de manejo son valiosos, puesto que los cambios que ocurren en estas reservas suelen ser lentos y difíciles de detectar en el corto plazo (Shirato, 2020); no obstante, este tipo de trabajos son muy escasos en países como México (Farage *et al.*, 2007), por lo que los enfoques de modelización son herramientas eficaces para

hacer proyecciones en tiempo y espacio sobre los efectos del manejo del suelo o cambios en el clima (Shirato, 2020) en el COS. El modelo RothC es un modelo basado en procesos (*process-based model*) que describe la dinámica de la materia orgánica del suelo en el tiempo y espacio (Paustian *et al.*, 2019a). Se ha probado y aplicado satisfactoriamente a escala de sitio (Coleman *et al.*, 1997); a escala regional (Cerri *et al.*, 2007) y se ha comparado con otros modelos a escala de sitio (Smith *et al.*, 1997) y también a escala regional (Falloon y Smith, 2002); y se ha encontrado que su desempeño ha sido adecuado, además de que requiere datos que se encuentran fácilmente a disposición (Smith *et al.*, 1997). La experiencia sobre el uso de este modelo en México, también ha demostrado su utilidad y precisión para analizar el potencial de captura de COS con diferentes sistemas de manejo agrícola y forestal (González-Molina *et al.*, 2022).

Una de las variables requeridas para aplicar el modelo RothC es el conocimiento de la cobertura vegetal del suelo, denominada factor *c* o factor de cobertura, el cual adquiere un valor de 0.6 para suelo cubierto con vegetación o un valor de 1.0 para suelo desnudo (Coleman y Jenkinson, 2005). Al respecto, diversas investigaciones han demostrado que la presencia de cobertura del suelo con residuos de cosecha, disminuye la temperatura del suelo superficial, en comparación con la labranza convencional sin cobertura de residuos vegetales de cosecha (Chen, Zhang, Pei, Sun y Chen, 2007; Muñoz-Romero, Lopez y Lopez, 2015; Souza-Vieira, Silva, Jani, Prezotti y Vieira, 2021). Sin embargo, el modelo RothC no incluye de manera explícita la cobertura de residuos de cosecha que es uno de los principios de la labranza de conservación (Hyun y Yoo, 2024), aunque se conoce que la labranza reducida disminuye las tasas de descomposición del carbono orgánico en el suelo (Senapati *et al.*, 2014) y protege el COS de la degradación mediante la formación de agregados más estables y la reducción de la temperatura del suelo (Huang *et al.*, 2018). Una alternativa para determinar si el suelo está desnudo o cubierto es la aplicación de la teledetección (Maas y Lal, 2023) mediante el cálculo de índices de vegetación (IV). El Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI por sus iniciales en inglés) es uno de los más ampliamente usados y se basa en la relación inversa entre la reflectancia de la vegetación en las longitudes de onda roja (R) e infrarroja cercana (NIR por sus iniciales en inglés) ($NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$) (Romero-Sánchez *et al.*, 2009).

Con base en estos antecedentes, el objetivo principal del presente trabajo fue estimar el potencial de captura de COS bajo LC y diferentes porcentajes de cobertura del suelo procedente de residuos de cosecha; para lo cual se ubicaron tres sitios de estudio manejados con el sistema mixto cultivo/ganado en las unidades de suelo con mayor aptitud para la producción agrícola (Fluvisol, Luvisol y Cambisol) en el estado de Nayarit, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de los Sitios Estudiados

La investigación se realizó en el estado de Nayarit, México, donde se seleccionaron tres sitios (parcelas de productores) utilizando el producto geográfico denominado "Información Nacional sobre Perfiles de Suelo v.1.2" del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 2004). Los sitios se ubicaron en cada una de las tres unidades taxonómicas de suelo con mayor aptitud para la producción de cultivos anuales del estado [Cambisoles, Luvisoles y Fluvisoles (INEGI, 2014)] (Figura 1). En cada sitio seleccionado se comprobó que se cumplieran los siguientes criterios: a) se hubieran establecido cultivos anuales de forma ininterrumpida durante el periodo 1985-2021; b) no presentaran evidencia visible de erosión hídrica; y c) que no hubieran sufrido inundaciones por desbordamiento de ríos durante el mismo periodo. La validación de estos criterios se llevó a cabo mediante el análisis de imágenes satelitales Landsat disponibles en Google Earth Pro. Además, se realizaron entrevistas a los propietarios de los terrenos y visitas *in situ* para corroborar los criterios mencionados.

Características Edafo-Climática

Obtención de Muestras de Suelo

Se recolectaron muestras de suelo de los sitios seleccionados en julio de 2022 considerando la siguiente información: a) la profundidad de muestreo correspondió al horizonte A consignado en el documento "Información Nacional sobre Perfiles de Suelo v.1.2" (INEGI, 2004) y b) en los puntos georreferenciados seleccionados se integró una muestra compuesta de suelo con cuatro sub-muestras (una en cada punto cardinal) tomadas a dos metros de distancia de dichos puntos.

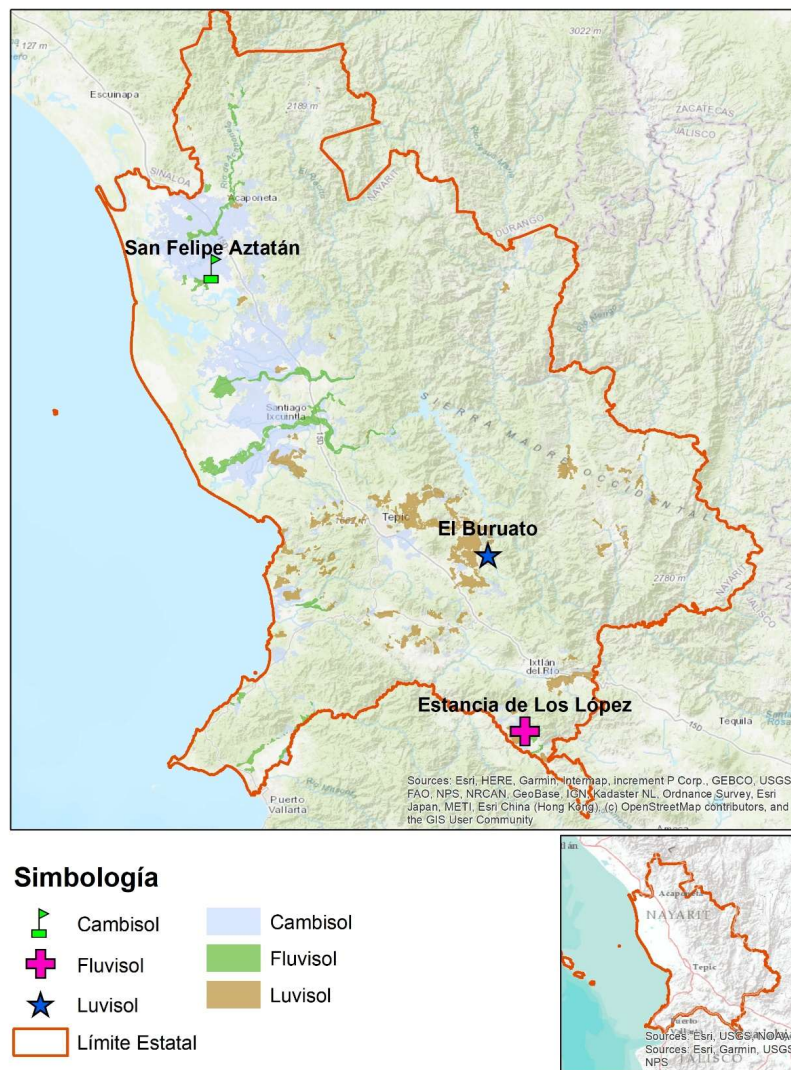


Figura 1. Localización de los sitios de estudio seleccionados y sus unidades taxonómicas de suelo.

Figure 1. Location of selected study sites and their taxonomic soil units.

Determinaciones Analíticas

De cada muestra compuesta previamente homogeneizada se tomó una submuestra para determinar el contenido de arcilla con el método del hidrómetro de Bouyoucos (Gee y Bauder, 1986) y el porcentaje de materia orgánica (MO) obtenida con el método Walkley & Black (Nelson y Sommers, 1982) que integra el factor de Van Bemmelen, asume que la materia orgánica contiene 58% de carbono para calcular el porcentaje de COS. La densidad aparente (D_a) se obtuvo de la relación $[(\text{peso seco del suelo}) / (\text{volumen total de suelo menos el volumen de piedras})]$, la cual se usó para obtener el peso del volumen de suelo de la profundidad muestreada en una hectárea. El peso del COS (Mg ha^{-1}), se calculó multiplicando el peso del volumen de suelo y el porcentaje de carbono orgánico del suelo (% COS), considerando superficie de 1 hectárea.

El Modelo RothC

El modelo RothC, según Coleman y Jenkinson (2005) divide el COS en cuatro compartimentos activos y una pequeña cantidad de materia orgánica inerte (MOI), dependiendo de su tiempo de residencia en el suelo. Los cuatro compartimentos activos son la Materia Vegetal Descomponible (MVD) (0.17 años), Material Vegetal Resistente (MVR) (2.31 años), Biomasa Microbiana (BIO) (1.69 años) y Materia Orgánica Humificada (HUM)

(49.5 años) y MOI (1980 años). El carbono vegetal entrante se divide entre MVD y MVR, dependiendo de la relación MVD/RVR del material vegetal entrante. Todo el material vegetal entrante pasa por estos dos compartimentos una sola vez. Tanto el MVD como el MVR se descomponen para formar CO_2 , BIO y HUM. La proporción que va a CO_2 y a BIO + HUM está determinada por el contenido de arcilla del suelo. El modelo establece que el C descompuesto (Mg ha^{-1}) de cada compartimento activo al final de cada mes (Y) se cuantifica aplicando la ecuación $Y = Y_0 (1 - e^{-abck^t})$, donde Y_0 es el C inicial; a , b y c son los factores que modifican la tasa de descomposición k (temperatura, déficit de humedad y cubierta vegetal del suelo, respectivamente); el valor de k (por año^{-1}) es fijo para cada compartimento activo: MVD 10.0, MVR 0.3, BIO 0.66, HUM 0.02; y t es 1/12 para que la tasa de descomposición pueda expresarse mensualmente. Para cultivos anuales la relación MVD/MVR de la biomasa que entra al suelo es 1.44. Los parámetros de entrada que incluye son: temperatura media mensual, precipitación media mensual, evaporación media mensual, contenido de arcilla del horizonte superficial, aporte mensual de C procedente de los residuos vegetales y el número de meses que el suelo tiene cobertura con vegetación o residuos vegetales. El valor de MOI se obtuvo aplicando la ecuación de Falloon, Smith, Coleman y Marshall (1998): $\text{MOI} = 0.049 \times \text{COT}^{1.139}$, donde COT es el carbono orgánico total (Mg ha^{-1}).

Datos de Entrada del Modelo RothC

Información Edafo-Climática y de Manejo de los Residuos de Cosecha

Para la simulación de los cambios de COS en suelos de Nayarit, se obtuvo la información edafoclimática, la ubicación geográfica y la información del manejo de los residuos de cosecha del sistema mixto cultivo/ganado anual (Cuadro 1 y Figura 2).

Cuadro 1. Características edafo-climáticas y de manejo de los residuos de cosecha de los sitios seleccionados para simular los cambios de COS en suelos de Nayarit.

Table 1. Edaphoclimatic and crop residue management characteristics of the sites selected to simulate SOC changes in Nayarit soils.

Características	Sitios		
	Estancia de Los López	El Buruato	San Felipe Aztatán
Unidad de Suelo [†]	Fluvisol	Luvisol	Cambisol
Latitud Norte [†]	20.868349	21.409679	22.288095
Longitud Oeste [†]	-104.44702	-104.55960	-105.40296
Profundidad de muestreo (cm)	25	17	23
Contenido de arcilla (%)	7.96	33.96	23.96
M.O. (%)	1.51	1.98	1.32
Da (g cm^{-3})	1.48	1.11	1.02
COS (%)	0.8758	1.1484	0.7656
COS (Mg ha^{-1})	32.405	21.670	17.961
Altitud (metros) [‡]	901	561	8
Núm. Estación Climatológica (3)	00018044	00018005	00018001
Precipitación anual (mm) [§]	845	1147	1310
Temperatura Media Anual ($^{\circ}\text{C}$) [§]	23.6	20.9	25.1
Evaporación media anual (mm) [§]	1956	1660	1850
Sistema de producción mixto cultivo/ganado [¶]	maíz monocultivo con pastoreo de residuos de cosecha por ganado bovino	maíz monocultivo con pastoreo de residuos de cosecha por ganado bovino	sorgo monocultivo con pastoreo de residuos de cosecha por ganado bovino

Fuentes: [†] INEGI (2004); [‡] medición puntal con GPS; [§] CONAGUA (2022); [¶] información proporcionada por los productores dueños de los predios de los sitios de estudio. Sources: [†] INEGI (2004); [‡] GPS point measurement; [§] CONAGUA (2022); [¶] information provided by the producers who own the properties of the study sites.

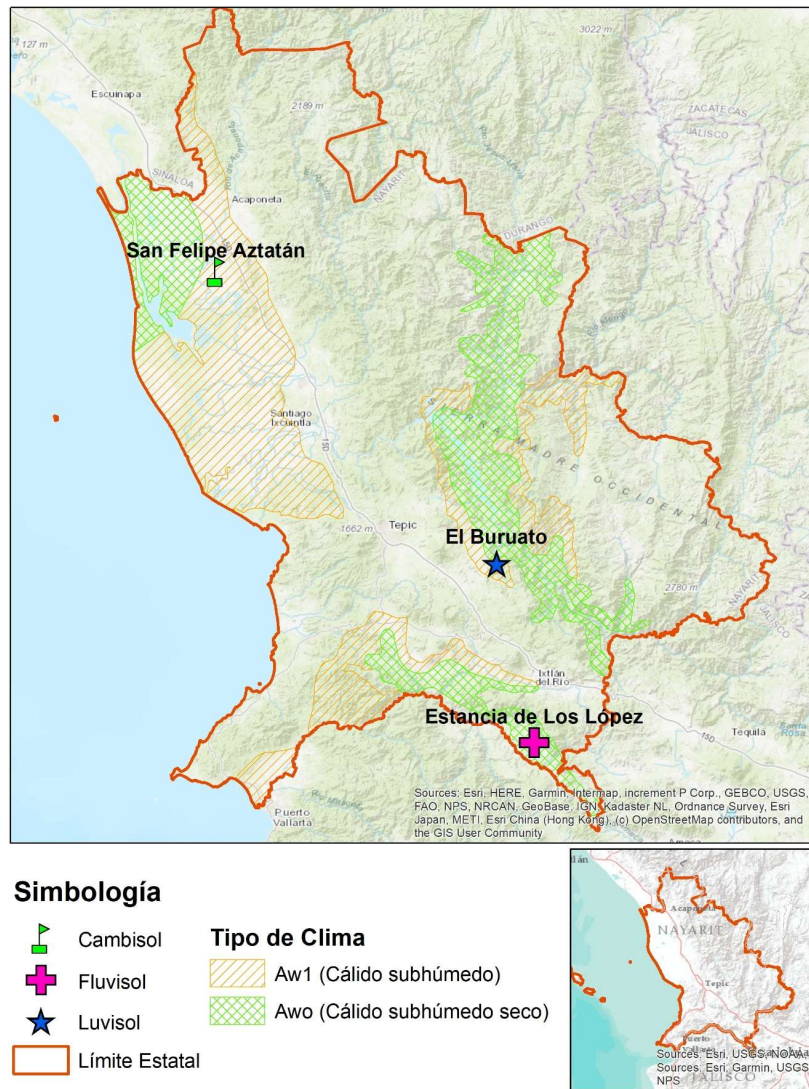


Figura 2. Climas de los sitios de estudio seleccionados.
Figure 2. Climates of the selected study sites.

Residuos Vegetales

La entrada mensual de C al suelo procedente de los residuos vegetales se estimó a partir de los rendimientos de grano reportados por el Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2022) para el periodo 2003-2021 en los municipios donde se ubican los sitios de estudio (Cuadro 2).

Sistemas de Labranza

Los sistemas de labranza estudiados fueron labranza tradicional (LT), definida por la combinación de pasos de implementos (arado y rastra) que rompen la estructura del suelo e incorporan los residuos de cosecha que quedan después de su pastoreo directo o remoción manual o mecánica. Para este caso se estimó que esta cantidad es 10% de los residuos de cosecha totales (Jiménez, 1989); labranza de conservación con 35% de la superficie de suelo cubierta por residuos de cosecha (LC 35% cobertura del suelo), equivalente a siembra directa sobre 2 Mg de la biomasa aérea de los residuos de cosecha ha^{-1} del ciclo de cultivo anterior (CTIC, 2023; Erenstein, 1997) y labranza de conservación con siembra directa sobre 100% de los residuos del cultivo anterior (LC 100% res.) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Entradas estimadas de C orgánico de residuos aéreos y subterráneos en los sitios y sistemas de labranza evaluados.
Table 2. Estimated inputs of organic C from above-ground and below-ground residues at the sites and tillage systems evaluated.

Sitios	Rendimiento estimado de grano	I.C. [†]	C rastrojo [¶]	C raíces [#]	LC (100% residuos) ^{††}	C en 2 Mg de residuos ha ⁻¹ ^{‡‡}	LC (35% residuos) ^{†††}	LT ^{†††}
	Mg ha ⁻¹		- - - - - Mg ha ⁻¹ año ⁻¹ - - - - -				- - Mg ha ⁻¹ año ⁻¹ - -	
Estancia de Los López	5.1	0.44 b [†]	2.92	1.74	4.66	0.90	2.64	2.03
El Buruato	5.1	0.44 b [†]	2.92	1.74	4.66	0.90	2.64	2.03
San Felipe Aztatán	5.0	0.38 c [§]	3.67	1.97	5.64	0.90	2.87	2.34

[†] Índice de cosecha; [‡] Hernández y Soto (2012); [§] Soto y Hernández (2012); [¶] Carbono (C) en rastrojo = 0.45 * materia seca de rastrojo (Pausch y Kuzyakov 2018); [#] C raíces = 0.15 * biomasa aérea total (Kuzyakov y Domanski, 2000); ^{††} Labranza de conservación (LC) (100% residuos) = C rastrojo (100% residuos) + C raíces; ^{‡‡} C en 2 Mg de residuos ha⁻¹ (35% cobertura de cobertura del suelo) = 2 x 0.45 (Erenstein, 1997); ^{†††} LC (35 % residuos) = C en 2 Mg de residuos + C raíces; ^{†††} LT (labranza tradicional) = Carbono en 10% de residuos + C raíces (Jiménez, 1989).

[†] Harvest index; [‡] Hernández and Soto (2012); [§] Soto and Hernández (2012); [¶] Total carbon in stubble = (0.45 * d.m. of stubble) (Pausch and Kuzyakov, 2018); [#] Total carbon in roots = (0.15 * total above-ground biomass) (Kuzyakov and Domanski, 2000); ^{††} Total carbon = Total carbon in 100% residues + Total carbon in roots; ^{‡‡} Carbon in 2 Mg of residues ha⁻¹ (35% soil cover) (Erenstein, 1997) = 2 x 0.45; ^{†††} Total carbon with 2 Mg of residues ha⁻¹ = Carbon in 35% of crop residues + Total carbon in roots; ^{†††} Total carbon entering the soil in traditional tillage = Carbon in 10% of residues + total carbon in roots (Jiménez, 1989).

Estimación del Factor c de Cobertura del Suelo

Para el sistema de LT, el valor mensual del factor de cobertura vegetal (factor c) del modelo RothC-26.3 se definió aplicando técnicas de teledetección y se basó en los criterios usados por la FAO (2022) para la elaboración del Mapa Mundial del Potencial de Captura de Carbono Orgánico del Suelo, los cuales establecen que cuando el valor de NDVI mensual $\geq$ al umbral de 0.5, se considera vegetación con crecimiento activo y $c = 0.6$, y cuando el NDVI mensual ≤ 0.5 el valor de $c = 1$. Para la obtención de los valores mensuales de NDVI se utilizaron imágenes de satélite que incluyeron los doce meses de cada año del periodo comprendido de los años 2003 al 2022 de los sensores ETM+ y OLI correspondientes a Landsat 5, 7 y 8. La resolución temporal de las imágenes es de 16 días, mientras que la resolución espectral incluye tres canales del espectro visible (azul, verde y rojo) y tres canales del espectro cercano al infrarrojo, donde la atmósfera es más translúcida. La resolución espacial es de 30 m. Todas las imágenes Landsat se obtuvieron de la base de datos pública de Land Processes Distributed Active Archive Center (LP-DAAC, 2025) de la Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio Estadounidense (NASA, por sus siglas en inglés), distribuidas por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Las imágenes fueron corregidas geométricamente L1T y fueron corregidas atmosféricamente utilizando el enfoque de transferencia radiativa de la Segunda Simulación de una Señal de Satélite en el Espectro Solar (6S) (Masek *et al.*, 2006). Dentro del ambiente de la plataforma Google Earth Engine se calculó el Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (NDVI) para todas las imágenes disponibles durante el periodo 1987-2021. Se tomó como regla de exclusión que todas las imágenes tuvieran porcentaje de nubosidad menor a 10%. Para el seguimiento de la dinámica temporal de los sitios de estudio seleccionados, se utilizó como base el algoritmo de Detección y Clasificación Continua de Cambios (CCDC), que utiliza todos los datos Landsat disponibles para modelar características temporales-espectrales que incluyen estacionalidad, tendencias y variabilidad espectral de cada pixel evaluado (Arévalo, Bullock, Woodcock y Olofsson, 2020). Utilizando el CCDC se extrajeron los valores de NDVI de toda la serie temporal y se calculó la media por mes (Figura 3). Para los sistemas de LC 35% cobertura del suelo y LC 100% residuos se estableció que en los doce meses del año el suelo tiene cobertura y el valor de c se fijó en 0.6.

Simulación de la dinámica del COS

El procedimiento de simulación de la dinámica del COS con el modelo RothC consistió de dos etapas: inicialización y simulación. La etapa de inicialización del modelo requiere conocer las fracciones del COS en el tiempo inicial ($\text{COS}_{\text{inicial}}$), asociadas a la hipótesis de estado estacionario o de equilibrio (ganancias = pérdidas; $d\text{C}/dt = 0$) (González-Molina *et al.*, 2022). Para lograrlo, el modelo se ejecutó 10 000 años hacia atrás (modo inverso) para los sitios estudiados usando la información edafo-climática, de manejo y cobertura del suelo del suelo (Cuadro 1 y Figura 2), de acuerdo con lo indicado por Coleman y Jenkinson (2005).

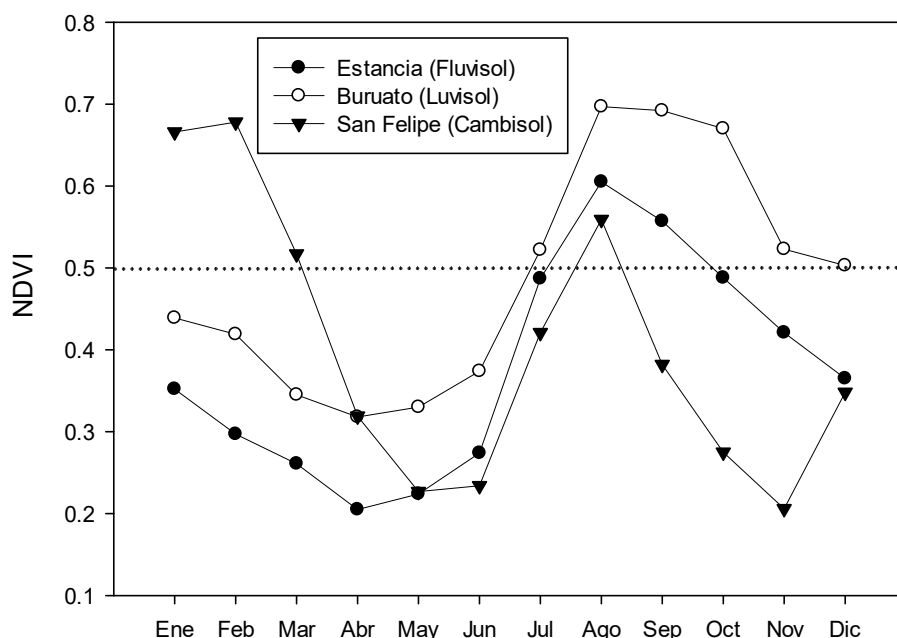


Figura 3. Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (NDVI) promedio mensual años 2003-2022.

Figure 3. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) monthly average for the years 2003-2022.

De esta forma se obtuvo el contenido inicial de C en los compartimentos en el año base 2022. Para la etapa de simulación o predicción, se procedió a ejecutar el modelo con la información contenida en los Cuadros 1, 2 y 3 para los tres sitios analizados con los escenarios de LT, LC 35% cobertura del suelo y LC 100% cobertura de residuos durante un periodo de 20 años (2023-2043) sugerido por la FAO en la elaboración del Mapa Mundial del Potencial de Captura de Carbono Orgánico del Suelo (FAO, 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Seguimiento de la Cobertura Vegetal (factor c)

Las mediciones del NDVI promedio mensual periodo 2003-2022 (Figura 3) reflejaron la dinámica de la cobertura vegetal de los sitios estudiados que ocurre bajo los sistemas tradicionales de producción mixto cultivo/ganado, en los sitios estudiados. En estos sitios, el establecimiento y desarrollo del cultivo de maíz (Estancia de Los López y El Buruato) se realiza durante la temporada de lluvias (julio, agosto, septiembre, octubre y noviembre), y después de la cosecha del grano, el ganado consume mediante pastoreo los residuos de cosecha y la vegetación herbácea que queda durante la temporada seca del año; mientras que para el sitio de San Felipe Aztatán, la medición del NDVI evidenció los meses durante los cuales se siembra y desarrolla sorgo bajo condiciones de humedad residual (diciembre, enero, febrero y marzo), así como el efecto del pastoreo de los residuos de cosecha (soca) que ocurre después de la cosecha de grano (abril, mayo y junio) durante la temporada seca; en este sitio, el NDVI mostró también el efecto del inicio de las lluvias sobre el desarrollo de la cubierta vegetal (agosto) y el consumo de la vegetación herbácea que realiza el ganado durante los meses de septiembre, octubre y noviembre, indicado por el valor decreciente del NDVI hasta que se siembra el sorgo e inicia su desarrollo en el mes de diciembre. A pesar de que la medición del NDVI representa un avance técnico para medir el factor c de cobertura del suelo en el modelo RothC, se considera que es posible mejorar su determinación, ya que tanto la cubierta vegetal como la de residuos de cosecha, influyen en la tasa de descomposición del COS, así como también que ambos contribuyen a la reflectancia global de la cobertura del suelo (Dai, Ding, Xu, Chen y Liu, 2022).

Cuadro 3. Datos utilizados para la simulación de los cambios de COS bajo tres sistemas de labranza.
Table 3. Data used for simulating changes in SOC under three tillage systems.

Sitio	COSinicial	Compartimentos Iniciales					Mes de aporte al suelo de los residuos vegetales [†]
		MVD	MVR	BIO	HUM	MOI	
----- Mg ha ⁻¹ -----							
Estancia de Los López	29.2191	0.0114	4.9060	0.5940	21.1327	2.5750	Diciembre
El Buruato	22.532	0.0098	2.9771	0.5018	17.4126	1.6309	Enero
San Felipe Aztatán	20.2352	0.5457	3.3014	0.4710	14.5990	1.3181	Abril

[†] Durante largos periodos de tiempo, el modelo es insensible a la distribución de los aportes de las plantas a lo largo del año (Smith *et al.*, 2005).

[†] Over long periods of time, the model is insensitive to the distribution of plant inputs throughout the year (Smith *et al.*, 2005).

Dinámica del COS

Bajo labranza tradicional (LT), en los tres sitios estudiados el modelo predijo pérdidas de carbono orgánico del suelo (COS). Las prácticas asociadas a la LT implican la inversión y disrupción de los agregados del suelo, lo que expone a la intemperie el COS previamente ocluido en su interior y favorece su oxidación, acelerando su liberación en forma de dióxido de carbono. (Cotler, Martinez y Etchevers, 2016; FAO, 2001; Reicosky, 2003; Cotler *et al.*, 2016); lo contrario ocurre cuando los residuos de cosecha se dejan sobre la superficie del suelo y su incorporación se hace por la edafofauna, quedando así inmovilizado el carbono orgánico (Dendooven *et al.*, 2012), así también se conoce que la tasa de descomposición de los residuos y su acumulación en la forma de COS bajo LC es más sensible a las condiciones ambientales (temperatura y humedad) que cuando se incorporan con LT (Helgason *et al.*, 2014).

Las tasas de pérdida de COS bajo LT fueron mayores en Estancia de Los López ($-0.341 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), intermedias para San Felipe Aztatán ($-0.230 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y menores en El Buruato ($-0.119 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Este efecto diferencial pudiera atribuirse a que el mayor contenido de arcilla se midió en El Buruato (33.96%) y el menor en Estancia de Los López (7.96%), siendo el de San Felipe Aztatán (23.96%) intermedio comparado con estos. El contenido de arcilla está relacionado con el agua disponible para las plantas e influye en la tasa de descomposición del COS (Coleman y Jenkinson, 2005) y su capacidad de protección (oclusión) que esta tiene sobre la materia orgánica (Cotler *et al.*, 2016; FAO, 2001). Las simulaciones realizadas mostraron que aún bajo el sistema LC 35% residuos, ocurriría pérdida de $-0.129 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el sitio de Estancia de Los López (Fluvisol), mientras que, el mismo sistema de labranza y con iguales cantidades de aportaciones de CO en forma de residuos de cosecha de maíz, se generaría ganancia de $0.084 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en El Buruato, pudiendo atribuirse de nuevo al mayor porcentaje de arcilla y al mayor número de meses con cobertura de vegetación de este último (6 meses y 4 meses, respectivamente), como se aprecia en la Figura 2. Para el sitio de San Felipe Aztatán, la simulación del sistema LC 35% residuos, indicó ganancia de COS de $0.119 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que pudiera atribuirse al mayor aporte de CO en forma de raíces de sorgo, comparada con el correspondiente de maíz en los otros dos sitios (Cuadro 2). Bajo LC con 100% de la superficie del suelo cubierta por residuos de cosecha, las predicciones del modelo mostraron que en los tres sitios estudiados se aumentaría el contenido de COS en las siguientes tasas promedio: Estancia de Los López $0.205 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, El Buruato $0.469 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y San Felipe Aztatán $0.650 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, las cuales son similares a las consignadas por Powlson, Stirling, Thierfelder, White y Jat (2016), quienes bajo agricultura de conservación en agro-ecosistemas tropicales del África Sub-Sahariana consignaron tasas de captura de COS en el rango de $0.28 \text{ Mg de carbono ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a $0.96 \text{ Mg de carbono ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y es consistente también con la cantidad limitada de datos de otras regiones tropicales, principalmente de Brasil y México (Mangalassery, Sjögersten, Sparkes y Mooney, 2015). Adicionalmente, los resultados del estudio de modelación con RothC de Farage *et al.* (2007), mostraron que para el sistema de producción mixto cultivo/ganado desarrollado bajo condiciones de temporal (precipitación anual de 870 mm) en Nigeria, los valores más altos de captura de COS ($0.048 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se alcanzarían con el cultivo tradicional del sistema [mijo (*Panicum miliaceum*)] y la aplicación de $3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de estiércol colectado de los corrales del ganado. En la Figura 4 se muestra el efecto de los sistemas de labranza predicho por el modelo sobre el contenido de COS durante 20 años (2023-2043) para los tres sitios de estudio.

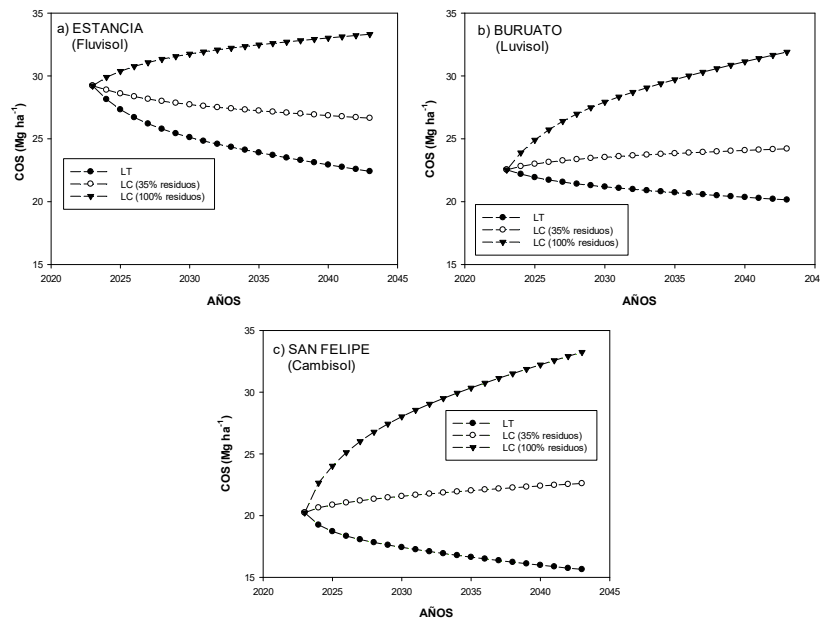


Figura 4. Cambios de COS bajo tres sistemas de labranza en tres sitios de Nayarit: a) Estancia de Los López; b) El Buruato; y c) San Felipe Aztatán.
Figure 4. SOC changes under three tillage systems in three sites in Nayarit: a) Estancia de Los López; b) El Buruato; and c) San Felipe Aztatán.

Como se aprecia en la Figura 3, las simulaciones mostraron que la acumulación de COS bajo LC con 100% residuos en ninguno de los tres sitios alcanzó su punto de saturación, por lo que se infiere que después de 20 años de implementación del sistema, los tres suelos aún tienen potencial para seguir almacenando CO. Este resultado concuerda con lo consignado por West y Post (2002), quienes encontraron que el nuevo equilibrio del suelo bajo LC ocurrió después de 40 años a 60 años que dejó de aplicarse la LT; asimismo, se relaciona con lo señalado por Guillaume *et al.*, (2022) y Amundson y Biardeau (2018), quienes expusieron que en la práctica es difícil alcanzar el potencial máximo de almacenamiento (saturación) de COS, concluyendo que “la disponibilidad de enmiendas orgánicas y el manejo de los residuos de los cultivos son los principales factores que determinan la capacidad máxima de almacenamiento de COS que puede alcanzar un sistema de cultivo” (Guillaume *et al.*, 2022). Con independencia de la tasa de captura de C, es importante también tomar en cuenta los beneficios ambientales que proporciona la cobertura de residuos al suelo, aun cuando esta sea mínima (35%), ya que disminuye su propensión a la erosión (Ghidey y Alberts, 1998; Williams y Wuest, 2011) y este resultado debe considerarse como una adaptación al cambio climático al hacer a los agrosistemas más resilientes al estrés hídrico (Powlson *et al.*, 2016). Además de conocer el potencial bio-físico de la labranza de conservación para capturar carbono atmosférico, y así contribuir a la mitigación del cambio climático, también es importante tomar en cuenta las limitaciones socio-económicas para alcanzar dicho potencial, particularmente en sistemas de producción mixto cultivo/ganado que son muy comunes en México y en otras regiones tropicales del mundo (Lenné *et al.*, 2003), donde los residuos de cosecha son una fuente de ingresos para los productores, ya que son usados como forraje mediante pastoreo directo en la estación seca del año o extraídos manual o mecánicamente en forma de pacas o molidos (Erenstein, 1997; Reyes-Muro, Camacho-Villa y Guevara, 2013). Sobre este punto, Hellin, Erenstein, Beuchelt, Camacho y Flores (2013) mencionan que “el conflicto entre el uso de rastrojo como cobertura vs. alimento del ganado”, es una de las principales limitantes para la adopción de la agricultura de conservación en México. Por lo tanto, es necesario buscar soluciones para superar las barreras técnicas, de infraestructura, sociales o de políticas públicas que impiden la adopción de la LC a gran escala, particularmente para los productores con superficies pequeñas y con ello materializar los beneficios buscados en términos de mitigación de cambio climático (Powlson *et al.*, 2016). Al respecto, un estudio realizado en 2296 parcelas de pequeños productores que practican sistemas de producción mixto cultivo/ganado bajo condiciones de temporal en Marruecos (El-Shater y Yigezu, 2021), demostró que la retención de residuos de cosecha de trigo como cobertura del suelo por encima

de 60% es económica y biofísicamente benéfica “ya que el valor monetario de la producción adicional de grano compensa con creces el costo de comprar una cantidad equivalente de forraje en el mercado”. Similarmente, en un estudio de caso realizado en el estado de Guanajuato (líder en adopción de agricultura de conservación en México), se encontró que el manejo de los residuos y el ganado con el enfoque de sistemas de producción, deben ser elementos prioritarios en las agendas de investigación para generar soluciones que respondan a las necesidades de los pequeños productores, para favorecer así la adopción de la agricultura de conservación, en la cual su componente de LC es un elemento central (Monjardino *et al.*, 2021).

CONCLUSIONES

La escasez de datos con información de mediano o largo plazo sobre el efecto de sistemas de manejo del suelo en el potencial de captura de carbono orgánico justifica el uso de la modelación de la dinámica del carbono para identificar prácticas que contribuyan a mitigar la emisión de gases de efecto invernadero y al mismo tiempo mejoren la salud del suelo. El sistema de labranza de conservación con al menos 35% de cobertura de residuos de cosecha en suelos Luvisoles y Cambisoles, puede detener y revertir la pérdida de carbono orgánico del suelo. Las simulaciones realizadas mostraron que dichas tasas pueden incrementarse de manera importante si se tienen coberturas del 100% del suelo. En los suelos Fluvisoles por su menor contenido de arcilla, la cobertura mínima de 35% de la superficie del suelo con residuos de cosecha bajo labranza de conservación, no es suficiente para evitar su degradación vía pérdida de carbono orgánico del suelo ya que las modelaciones realizadas señalaron que se requiere mantener la cobertura completa (100%) del suelo con residuos de cosecha para lograr tasas positivas de captura de carbono orgánico del suelo. Los resultados de este estudio deben considerarse como preliminares que requieren la validación correspondiente a partir de futuros experimentos de campo de largo plazo, para así cuantificar el grado de desempeño del modelo RothC para las condiciones bio-físicas de los ambientes estudiados y particularmente bajo sistemas mixtos de cultivo/ganado.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los datos están disponibles de los autores previa solicitud razonable.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FINANCIACIÓN

El presente estudio forma parte del proyecto “Desarrollo y transferencia de sistemas de labranza de conservación para la captura de carbono y mejoramiento de la calidad del suelo en Nayarit (Año 1)” financiado por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias a través de recursos fiscales.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: L.E.F.T.; Metodología: L.E.F.T. y M.E.R.S.; Validación: L.G.M.; Análisis formal: L.E.F.T., M.E.R.S. y L.G.M.; Investigación: L.E.F.T. y M.E.R.S.; Escritura – preparación del borrador original: L.E.F.T.; Escritura – revisión y edición: L.E.F.T., L.G.M. y M.E.R.S.; Visualización: L.G.M.; Supervisión: L.E.F.T.; Administración del proyecto: L.E.F.T.; Adquisición de fondos: L.E.F.T.

AGRADECIMIENTOS

No aplicable.

LITERATURA CITADA

- Amundson, R., & Biardeau, L. (2018). Soil carbon sequestration is an elusive climate mitigation tool. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(46), 11652-11656. <https://doi.org/10.1073/pnas.1815901115>
- Arévalo, P., Bullock, E. L., Woodcock, C. E., & Olofsson, P. (2020). A Suite of Tools for Continuous Land Change Monitoring in Google Earth Engine. *Frontiers in Climate*, 2, 1-19. <https://doi.org/10.3389/fclim.2020.576740>
- Blanco-Canqui, H., & Ruis, S. J. (2018). No-tillage and soil physical environment. *Geoderma*, 326, 164-200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011>
- Brevik, E. C., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J. N., Six, J., & Van Oost, K. (2015). The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil*, 1(1), 117-129. <https://doi.org/10.5194/soil-1-117-2015>
- Cerri, C. E., Easter, M., Paustian, K., Killian, K., Coleman, K., Bernoux, M., ... & Cerri, C. C. (2007). Simulating SOC changes in 11 land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(1), 46-57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.007>
- Chappell, A., Baldock, J., & Sanderman, J. (2016). The global significance of omitting soil erosion from soil organic carbon cycling schemes. *Nature Climate Change*, 6(2), 187-191. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2829>
- Chen, S. Y., Zhang, X. Y., Pei, D., Sun, H. Y., & Chen, S. L. (2007). Effects of straw mulching on soil temperature, evaporation and yield of winter wheat: field experiments on the North China Plain. *Annals of Applied Biology*, 150(3), 261-268. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2007.00144.x>
- Coleman, K., & Jenkinson, D. S. (2005). ROTHC-26.3: A model for the turnover of carbon in soil. *Model description and Windows user's guide*. Harpenden, Reino Unido: Rothamsted Research.
- Coleman, K., Jenkinson, D., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Körschens, M., ... & Richter, D. D. (1997). Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81(1-2), 29-44. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00079-7)
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2022). Normales climatológicas por estación meteorológica (precipitación, temperatura y evaporación). Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua-Servicio Meteorológico Nacional (SMN).
- Cotler, H., Martínez, M., & Etchevers, J. D. (2016). Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 125-138.
- Crowther, T. W., van den Hoogen, J., Wan, J., Mayes, M. A., Keiser, A. D., Mo, L., ... & Maynard, D. S. (2019). The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science*, 365(6455), eaav0550. <https://doi.org/10.1126/science.aav0550>
- CTIC (Conservation Technology Information Center). (2023). Tillage type definitions. Consultado 15 de febrero, 2024, desde https://www.ctic.org/resource_display?id=322&title=Tillage+Type+Definitions
- Dai, Z., Ding, Y., Xu, C., Chen, Y., & Liu, L. (2022). Evaluation of the impact of crop residue on fractional vegetation cover estimation by vegetation indices over conservation tillage cropland: a simulation study. *International Journal of Remote Sensing*, 43(17), 6463-6482. <https://doi.org/10.1080/01431161.2022.2139649>
- Dendooven, L., Patiño-Zúñiga, L., Verhulst, N., Luna-Guido, M., Marsch, R., & Govaerts, B. (2012). Global warming potential of agricultural systems with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 152, 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.010>
- El-Shater, T., & Yigezu, Y. A. (2021). Can Retention of Crop Residues on the Field Be Justified on Socioeconomic Grounds? A Case Study from the Mixed Crop-Livestock Production Systems of the Moroccan Drylands. *Agronomy*, 11(8), 1465. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081465>
- Erenstein, O. (1997). ¿Labranza de conservación o conservación de residuos? Una evaluación del manejo de los residuos en México. Documento de trabajo No. 97-02. D.F., México: Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT).
- Falloon, P., & Smith, P. (2002). Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. *Soil Use and Management*, 18(2), 101-111. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00227.x>
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., & Marshall, S. (1998). Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(8-9), 1207-1211. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00256-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00256-3)
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2001). *Soil carbon sequestration for improved land management*. World Soil Resources Reports No. 96. Rome, Italy: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2017). *Soil Organic Carbon: the hidden potential*. Rome, Italy: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2022). *Global Soil Organic Carbon Sequestration Potential Map - GSOSeq v.1.1*. Rome, Italy: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9002en>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), & ITPS (Intergovernmental Technical Panel on Soils). (2021). *Recarbonizing global soils - A technical manual of recommended management practices*. Rome, Italy: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb6386en>
- Farage, P., Ardo, J., Olsson, L., Rienzi, E., Ball, A., & Pretty, J. (2007). The potential for soil carbon sequestration in three tropical dryland farming systems of Africa and Latin America: A modelling approach. *Soil and Tillage Research*, 94(2), 457-472. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.09.006>
- Gee, G. W., & Bauder, J. W. (2018). Particle-size Analysis. In A. Klute (Ed.). *Methods of soil analysis Part I. Physical and mineralogical methods* (pp. 383-411). Madison, WI, USA: American Society of Agronomy. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c15>
- Ghidey, F., & Alberts, E. E. (1998). Runoff and soil losses as affected by corn and soybean tillage systems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 53(1), 64-70.
- González-Molina, L., Carrillo-Anzures, F., Acosta-Mireles, M., Baéz-Pérez, A., Espitia-Rangel, E., Etchevers-Barra, J., & Paz-Pellat, F. (2022). Experiencia mexicana en la implementación del modelo RothC-26.3 de la dinámica del carbono orgánico en suelos: alcances y limitaciones. *Terra Latinoamericana*, 40, 1-23. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1386>
- Guillaume, T., Makowski, D., Libohova, Z., Bragazza, L., Sallaku, F., & Sinaj, S. (2022). Soil organic carbon saturation in cropland-grassland systems: Storage potential and soil quality. *Geoderma*, 406, 115529. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115529>

- Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jackson, L. E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I. K., ... & Isberg, P. E. (2017). How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence*, 6(1), 30. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0108-9>
- Helgason, B. L., Gregorich, E. G., Janzen, H. H., Ellert, B. H., Lorenz, N., & Dick, R. P. (2014). Long-term microbial retention of residue C is site-specific and depends on residue placement. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 231-240. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.002>
- Hellin, J., Erenstein, O., Beuchelt, T., Camacho, C., & Flores, D. (2013). Maize stover use and sustainable crop production in mixed crop-livestock systems in Mexico. *Field Crops Research*, 153, 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.05.014>
- Hernández-Córdova, N., & Soto-Carreño, F. (2012). Influencia de tres fechas de siembra sobre el crecimiento y rendimiento de especies de cereales cultivados en condiciones tropicales. Parte I. Cultivo del maíz (*Zea mays* L.). *Cultivos Tropicales*, 33(2), 44-49.
- Huang, Y., Ren, W., Wang, L., Hui, D., Grove, J. H., Yang, X., ... & Goff, B. (2018). Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268, 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002>
- Hyun, J., & Yoo, G. (2024). Modification of the RothC model to evaluate the inconsistent effect of conservation tillage on SOC stock and a suggestion of a national-scale assessment framework. *Science of The Total Environment*, 907, 168010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168010>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2004). *Información nacional sobre perfiles de suelo v.1.2. Aguascalientes*. México: INEGI.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2014). Conjunto de Datos Vectorial Edafológico, Escala 1:250 000, Serie II (Continuo Nacional). Consultado el 10 de marzo, 2024, desde <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2018). Summary for policymakers. En V. Masson-Delmotte et al. (Eds.). *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change* (pp. 3-24). Geneva, Switzerland: IPCC.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Summary for Policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Ginebra, Suiza: IPCC. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Jiménez, A. (1989). *La producción de forrajes en México*. Chapingo, Texcoco, México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Kuzakov, Y., & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163(4), 421-431. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R)
- Lal, R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304(5677), 1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4), 212-222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Lal, R., Smith, P., Jungkunst, H. F., Mitsch, W. J., Lehmann, J., Nair, P. R., ... & Ravindranath, N. H. (2018). The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(6), 145A-152A. <https://doi.org/10.2489/jswc.73.6.145A>
- Lenné, J. M., Fernandez-Rivera, S., & Blümmel, M. (2003). Approaches to improve the utilization of food-feed crops—synthesis. *Field Crops Research*, 84(1-2), 213-222. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(03\)00152-7](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(03)00152-7)
- Lessmann, M., Ros, G. H., Young, M. D., & de Vries, W. (2022). Global variation in soil carbon sequestration potential through improved cropland management. *Global Change Biology*, 28(3), 1162-1177. <https://doi.org/10.1111/gcb.15954>
- LP-DAAC (Land Processes Distributed Active Archive Center). (2025). LP DAAC Data Resources. U.S. Geological Survey. Consultado el 26 de febrero, 2026, desde <https://lpdaac.usgs.gov/>
- Maas, E. D., & Lal, R. A. (2023). A case study of the RothC soil carbon model with potential evapotranspiration and remote sensing model inputs. Remote Sensing Applications: *Society and Environment*, 29, 100876. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100876>
- Mangalassery, S., Sjögersten, S., Sparkes, D. L., & Mooney, S. J. (2015). Examining the potential for climate change mitigation from zero tillage. *The Journal of Agricultural Science*, 153(7), 1151-1173. <https://doi.org/10.1017/S0021859614001002>
- Masek, J. G., Vermote, E. F., Saleous, N. E., Wolfe, R., Hall, F. G., Huemmrich, K. F., ... & Lim, T. K. (2006). A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990-2000. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3(1), 68-72. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2005.857030>
- Monjardino, M., López-Ridaura, S., Van Loon, J., Mottaleb, K. A., Kruseman, G., Zepeda, A., ... & Erenstein, O. (2021). Disaggregating the value of conservation agriculture to inform smallholder transition to sustainable farming: A Mexican case study. *Agronomy*, 11(6), 1214. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061214>
- Muñoz-Romero, V., Lopez-Bellido, L., & Lopez-Bellido, R. J. (2015). Effect of tillage system on soil temperature in a rainfed Mediterranean Vertisol. *International Agrophysics*, 29(4), 467-473. <https://doi.org/10.1515/intag-2015-0052>
- Murray-Núñez, R. M., González, O. N., Benítez, M. G. O., & Serrano, J. I. B. (2015). Cambios en carbono orgánico en suelos cambisoles, solonetz y arenosoles/Changes in organic carbon in cambisols, solonetz and arenosols soils. *CIBA Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 4(8), 22-40.
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En A. L. Page, R. H. Miller & D. R. Keeney (Eds.). *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties* (pp. 539-579). Madison, WI, USA: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>
- Pausch, J., & Kuzakov, Y. (2018). Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global Change Biology*, 24(1), 1-12. <https://doi.org/10.1111/gcb.13850>
- Paustian, K., Collier, S., Baldock, J., Burgess, R., Creque, J., DeLonge, M., ... & Jahn, M. (2019a). Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. *Carbon Management*, 10(6), 567-587. <https://doi.org/10.1080/17583004.2019.1633231>
- Paustian, K., Larson, E., Kent, J., Marx, E., & Swan, A. (2019b). Soil C sequestration as a biological negative emission strategy. *Frontiers in Climate*, 1, 482133. <https://doi.org/10.3389/fclim.2019.00008>
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Jat, M. L., Gerard, B. G., Palm, C. A., Sanchez, P. A., & Cassman, K. G. (2014). Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4(8), 678-683. <https://doi.org/10.1038/nclimate2292>
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Thierfelder, C., White, R. P., & Jat, M. L. (2016). Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005>
- Reeves, D. W. (1997). The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 43(1-2), 131-167. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00038-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00038-X)
- Reicosky, D. C. (2003). Tillage-induced CO₂ emissions and carbon sequestration: Effect of secondary tillage and compaction. En L. García-Torres, J. Benites, A. Martínez-Vilela & A. Hologado-Cabrera (Eds.). *Conservation agriculture* (pp. 291-300). Dordrecht, The Netherlands: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1143-2_35

- Reyes-Muro, L., Camacho-Villa, T. C., & Guevara-Hernández, F. (2013). Rastrojos: manejo, uso y mercado en el centro y sur de México. Texcoco, Estado de México: INIFAP.
- Romero-Sánchez, E., Paz-Pellat, F., Palacios-Vélez, E., Bolaños-González, M., Valdez-Lazalde, R., & Aldrete, A. (2009). Diseño de un índice espectral de la vegetación desde una perspectiva conjunta de los patrones exponenciales y lineales del crecimiento. *Agrociencia*, 43(3), 291-307.
- Senapati, N., Hulugalle, N. R., Smith, P., Wilson, B. R., Yeluripati, J. B., Daniel, H., ... & Lockwood, P. (2014). Modelling soil organic carbon storage with RothC in irrigated Vertisols under cotton cropping systems in the sub-tropics. *Soil and Tillage Research*, 143, 38-49. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.05.009>
- Shakoor, A., Shahbaz, M., Farooq, T. H., Sahar, N. E., Shahzad, S. M., Altaf, M. M., & Ashraf, M. (2021). A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. *Science of the Total Environment*, 750, 142299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142299>
- Shirato, Y. (2020). Use of models to evaluate carbon sequestration in agricultural soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 66(1), 21-27. <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1702477>
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2022). Anuario estadístico de la producción agrícola. Consultado 15 de febrero, 2024, desde <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>
- Smith, J. O., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, S., Hiederer, R., Jones, R. J., ... & Ewert, F. (2005). Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990-2080. *Global Change Biology*, 11(12), 2141-2152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001075.x>
- Smith, P., Adams, J., Beerling, D. J., Beringer, T., Calvin, K. V., Fuss, S., ... & Keesstra, S. (2019). Land-management options for greenhouse gas removal and their impacts on ecosystem services and the sustainable development goals. *Annual Review of Environment and Resources*, 44(1), 255-286. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129>
- Smith, P., Smith, J. U., Powlson, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G., ... & Whitmore, A. P. (1997). A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81(1-2), 153-225. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00087-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00087-6)
- Soto, F., & Hernández, N. (2012). Influencia de tres fechas de siembra en el crecimiento y rendimiento de especies de cereales cultivadas en condiciones tropicales. parte II. Cultivo del sorgo (*sorghum bicolor* L. Moench var. Isiap Dorado). *Cultivos Tropicales*, 33(2), 50-55.
- Souza-Vieira, G. H., Silva, A. S., Jani, A. D., Prezotti, L., & Vieira Lo Monaco, P. A. (2021). Surface Residues: Effects On Soil Moisture And Temperature. *Revista Caatinga*, 34(4), 887-894. <https://doi.org/10.1590/1983-21252021v34n416rc>
- Sun, W., Canadell, J. G., Yu, L., Yu, L., Zhang, W., Smith, P., ... & Huang, Y. (2020). Climate drives global soil carbon sequestration and crop yield changes under conservation agriculture. *Global Change Biology*, 26(6), 3325-3335. <https://doi.org/10.1111/gcb.15001>
- West, T. O., & Post, W. M. (2002). Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), 1930-1946. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>
- Williams, J. D., & Wuest, S. B. (2011). Tillage and no-tillage conservation effectiveness in the intermediate precipitation zone of the inland Pacific Northwest, United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66(4), 242-249. <https://doi.org/10.2489/jswc.66.4.242>
- Zamudio, V., & Méndez, E. (2011). La vulnerabilidad de erosión de suelos agrícolas en la región centro-sur del estado de Nayarit, México. *Ambiente y Desarrollo*, 15(28), 11-40.