



Terra Latinoamericana

ISSN: 2395-8030

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

Paz-Pellat, Fernando; Etchevers-Barra, Jorge Dionisio
Parametrización de la dinámica del modelo COLPOS mediante
cronosecuencias de cambio de uso del suelo y vegetación
Terra Latinoamericana, vol. 40, e1320, 2022, Enero-Diciembre
Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1320>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57371833018>

- [Cómo citar el artículo](#)
- [Número completo](#)
- [Más información del artículo](#)
- [Página de la revista en redalyc.org](#)



Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto

Parametrización de la dinámica del modelo COLPOS mediante cronosecuencias de cambio de uso del suelo y vegetación

Parameterization of the dynamics of the COLPOS model through chronosequences of land use and vegetation change

Fernando Paz-Pellat^{1‡}  y Jorge Dionisio Etchevers-Barra² 

¹ GRENASER, ² Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, Montecillo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

‡ Autor para correspondencia (ferpazpel@gmail.com)

Editora invitada: Dra. Alma S. Velázquez Rodríguez

RESUMEN

La modelación de la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) es una tarea crítica para analizar proyecciones de emisiones de CO₂ asociadas al cambio de uso del suelo y vegetación (USyV). El modelo COLPOS fue desarrollado para estimar la distribución del COS asociado a fracciones físicas del suelo, pero no fue extendido a una versión dinámica. En este trabajo se presenta el desarrollo del modelo dinámico COLPOS, generado a partir de una revisión de las soluciones de las ecuaciones diferenciales ordinarias de modelos de dinámica del COS con dos almacenes, uno activo y otro inerte. Con el uso de cronosecuencias de cambios de USyV, donde se separaron los procesos de descomposición y absorción del COS mediante el uso de técnicas que emplean un isótopo estable (¹³C), se realizó un ajuste del modelo desarrollado, obteniéndose resultados satisfactorios ($R^2 > 0.9$). El modelo dinámico COLPOS solo tiene un parámetro de ajuste y fue formulado con base en datos medibles en laboratorio, por lo que su uso operacional es viable.

Palabras clave: *almacenes múltiples, equivalencia de modelos, isotopos estables, parámetro q, medible versus virtual.*

SUMMARY

The modeling of soil organic carbon (SOC) dynamics is a critical step to analyze CO₂ emissions projections associated with changes in land use and vegetation (USyV). The COLPOS model was developed to estimate the distribution of SOC associated with physical soil fractions, but it was not extended to a dynamic version. This paper presents the development of the dynamic COLPOS model, generated from a review of the solutions of the ordinary differential equations of the SOC dynamics models with two stocks, one active and the other inert. With the use of chronosequences of USyV changes, where the decomposition and absorption processes of COS were separated by using techniques that use a stable isotope (¹³C), an adjustment of the developed model was carried out, obtaining satisfactory results ($R^2 > 0.9$). The COLPOS dynamic model only has one adjustment parameter and was formulated based on measurable laboratory data, so its operational use is viable.

Index words: *multiple compartments, model equivalence, stable isotopes, q parameter, measurable versus virtual.*

Cita recomendada:

Paz-Pellat, F. y Etchevers-Barra, J. D. (2022). Parametrización de la dinámica del modelo COLPOS mediante cronosecuencias de cambio de uso del suelo y vegetación. *Terra Latinoamericana*, 40, 1-18. e1320. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1320>

Recibido: 14 de diciembre de 2021. Aceptado 30 de marzo de 2022.
Artículo. Volumen 40, abril de 2022.

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es el principal almacén de carbono de los ecosistemas terrestres (Lal, 2004), por lo que es necesario su conservación para mitigar las emisiones de CO₂ asociadas a cambios de uso del suelo. Para analizar los impactos de las emisiones de CO₂ de los cambios de uso del suelo (p. ej. de agricultura a bosque) es necesario utilizar modelos de dinámica del COS para escenarios proyectivos de cambios de uso del suelo o prácticas mejoradas (Lal, 2009). Aunque existe una gran diversidad de modelos de la dinámica del COS (Manzoni y Porporato, 2009), persiste la necesidad de modelos que conecten de manera simple, la teoría con las mediciones (Vereecken *et al.*, 2016; Blankinship *et al.*, 2018), dada la dificultad de interpretar modelos complejos de muchos parámetros (Moorhead, Sinsabaugh, Linkins y Reynolds, 1996; Bolker, Pacala y Parton, 1998).

Manzoni y Porporato (2009) analizaron alrededor de 250 modelos de la dinámica del carbono y nitrógeno y encontraron que la gran mayoría de éstos tienen un marco teórico similar (sistemas de ecuaciones). Casi todos ellos pueden reformularse en sistemas de ecuaciones diferenciales ordinarias (cinéticas de orden uno) y alrededor del 70% tiene asociadas 2 a 10 variables para su parametrización, y más de 90% del total emplea menos de 30 parámetros. Para analizar el proceso de descomposición del COS, el modelo de un solo almacén se ha propuesto (Hénin y Dupuis, 1945; Olson, 1963), el cual es descrito por la ecuación diferencial $dC/dt = -kC$, donde k es una tasa de cambio del carbono (C), cuya solución está dada por $C(t) = C_0 \exp(-kt)$ al resolver la ecuación y usar para la condición inicial $C = C_0$ cuando $t = 0$. El modelo mono-exponencial al ser ajustado a los datos experimentales presenta problemas, dado que los patrones observados mostraron una tasa rápida de descomposición al principio y después una disminución (Minderman, 1968). Para evitar este problema se usaron modelos de dos almacenes, modelo bi-exponencial (Cuadro 1), con los dos activos simultáneamente (Hénin, Monnier y Turc, 1959; Jenkinson, 1977; Harmon *et al.*, 2009) o con uno activo y el otro inerte, COI o carbono orgánico inerte; también conocido como C_∞ , que es el valor de C en un tiempo infinito (Andriulo, Mary y Guerif, 1999; Stewart, Paustian, Conant, Plante y Six, 2007).

En forma similar al caso de modelos de dos almacenes, también se han usado los de tres almacenes (Paul, 1984; Paustian, Parton y Persson, 1992; Nicolardot, Molina y Allard, 1994; Adair *et al.*, 2008). Modelos más complejos con múltiples almacenes son el Century (Parton, Schimel, Cole y Ojima, 1987; Parton *et al.*, 1993) y RothC (Jenkinson y Rayner, 1977; Coleman y Jenkinson, 1996). Las soluciones analíticas, o numéricas, de ecuaciones diferenciales ordinarias de la dinámica del COS con almacenes múltiples y diferentes configuraciones de interacción entre los almacenes, se han propuesto en la literatura (Andrén y Kätterer, 1997; Kätterer y Andren, 2001; Thuriès, Pansu, Feller, Herrmann y Rémy, 2001; Manzoni *et al.*, 2012; Sierra, Müller y Trumbore, 2012) como soluciones a la dinámica el COS.

En la gran mayoría de los modelos de múltiples almacenes, éstos son del tipo “virtual”, ya que están definidos cinéticamente a conveniencia y no tienen una contraparte de laboratorio para ser parametrizados, lo que ha planteado la disyuntiva de las opciones de modelar lo medible o medir lo modelable (Christensen, 1996; Elliot, Paustian y Frey, 1996). En el caso del modelo RothC, por ejemplo, ha habido varios intentos de parametrizarlo en función de datos obtenidos en laboratorio (Skjemstad, Spouncer, Cowie y Swift, 2004; Zimmermann, Leifeld, Schmidt, Smith y Fuhrer, 2007; Poeplau *et al.*, 2013), con resultados mixtos (sub o sobreestimación). Ante la necesidad de contar con parámetros que se puedan obtener en laboratorio, se han desarrollado modelos que solo utilizan parámetros medibles (p. ej. Abramoff *et al.*, 2017) o parametrizaciones de modelos relativamente simples que usan la relación entre los almacenes del COS y los ingresos al sistema (Jenkinson, 1990; Bayer, Lovato, Dieckow, Zanatta y Mielniczuk, 2006).

El objetivo de este trabajo es parametrizar la dinámica del COS del modelo COLPOS (Carbono, y otros elementos, Organomineral, Lábil-Particulado, recalcitrante y de Orden inerte de los Suelos) (Paz, Covalada, Hidalgo, Etchevers y Matus, 2016), con el uso de datos experimentales determinados en laboratorio. La parametrización fue realizada con cronosecuencias (cambio de espacio por tiempo: Pickett, 1989; Paz y de Jong, 2012) con determinaciones de los patrones temporales del uso del suelo original y el nuevo con isotopos de ¹³C (Balesdent y Mariotti, 1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

Modelos de la Dinámica del COS

Para tener en perspectiva los enfoques actuales de modelación más comunes, la Figura 1 muestra en forma esquemática las estructuras de los modelos RothC (Rothamsted) y Century, donde los flujos de respiración (CO_2) han sido omitidos.

En la Figura 1 se observa la existencia de interacciones de doble vía (doble flecha, retroalimentación) entre algunos almacenes, generando una mayor complejidad de los modelos y los parámetros requeridos.

En el Cuadro 1 se muestran algunos modelos de dos componentes con diferentes tipos de interacciones entre los almacenes, con la ecuación diferencial asociada y su solución analítica ($C = C_0$ cuando $t = 0$) (Thuriès *et al.*, 2001; Manzoni *et al.*, 2012). Las soluciones analíticas mostradas en el Cuadro 1 tienen diferentes grados de complejidad en función de las interacciones (una o dos vías) entre los almacenes de los modelos.

Aunque aparentemente los modelos del Cuadro 1 son diferentes y demandan diferentes números de parámetros para ser caracterizados, en el Cuadro 2 se muestran que los parámetros están relacionados entre sí, por lo que los modelos pueden hacerse equivalentes

al modelo bi-exponencial en paralelo (modelo M1 en el Cuadro 2), que es el más simple. Consecuentemente los modelos complejos (los de dos almacenes) pueden ser tratados como uno simple, reduciendo sus interacciones al mínimo.

El análisis de los modelos de dos almacenes puede generalizarse a modelos de más almacenes al aplicar las soluciones, como las mostradas en el Cuadro 2, a cada par de almacenes y después volver a parametrizar pares de almacenes. Esta operación define que los modelos complejos están sobre parametrizados y sus soluciones no se distinguen de los modelos simples. La simplificación planteada solo es aplicable al caso de cinéticas de primer orden. En esta perspectiva, por ejemplo, Bolker *et al.* (1998) han demostrado que el modelo Century puede simplificarse y tratarse como almacenes en paralelo, eliminando todas sus interacciones.

Modelo COLPOS

El modelo COLPOS (Paz *et al.*, 2016), para concentraciones de carbono del suelo que pasa la malla de 2 mm, parametriza las dinámicas del COS en función del tamaño de las fracciones físicas de éste (T_p en μm), las cuales tienen asociados valores de COS de la fracción (COS_p), Figura 2.

La fracción arcilla + limo ($\leq 50 \mu\text{m}$) (Figura 2a) define una transición entre el carbono orgánico particulado o COP (de $50 \mu\text{m}$ a $2000 \mu\text{m}$) y el carbono organomineral o COM (de $50 \mu\text{m}$ al valor asociado al carbono orgánico inerte o COI: T_{COI}). En la Figura 2b se muestra que los parámetros a y b del modelo lineal del COM tiene una relación, como consecuencia de que las líneas rectas en esta región tienen un punto común de intersección: $(1/T_{\text{COI}}, \text{COI})$

Un punto central del modelo COLPOS es la relación entre el COS total (C_t) y el de la fracción arcilla más limo ($C_{\text{arc+lim}}$ o C_{50}), la cual está parametrizada según la evidencia experimental disponible (Paz *et al.*, 2016 – diferentes bases de datos), Figura 3, con el uso de técnicas de energía de ultrasonido para la dispersión total del suelo.

El modelo COLPOS es de tipo bi-lineal (Figura 2), que puede ser puesto como (Paz *et al.*, 2016; con el uso de C en vez de COS):

Fracción C_f para el tamaño del intervalo T_f de $50 \mu\text{m}$ a $2000 \mu\text{m}$:

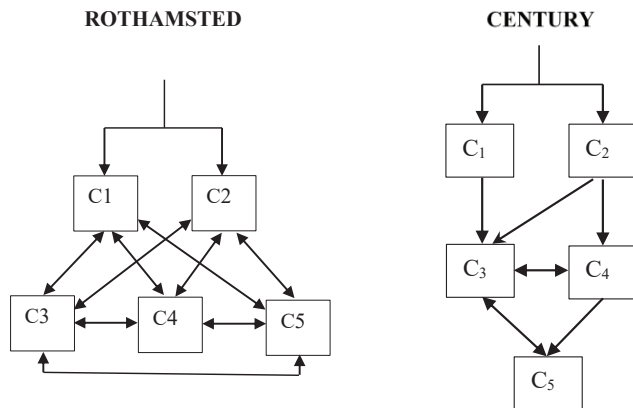


Figura 1. Esquemización del modelo RothC (Rothamsted) y Century, sin los flujos de respiración. Adaptado de Manzoni, Katul, & Porporato (2009).

Figure 1. Schematization of the RothC (Rothamsted) and Century model, without the respiration flows. Adapted from Manzoni, Katul, & Porporato (2009).

Cuadro 1. Modelos de dos componentes y sus requerimientos. Fuente: Thuriès *et al.* (2001) y Manzoni *et al.* (2012).**Table 1. Two-component models and their requirements. Source: Thuriès *et al.* (2001) and Manzoni *et al.* (2012).**

Modelo	Referencias	Representación	Ecuación diferencial	Solución
M1	Hénin <i>et al.</i> (1959); Jenkinson (1977); Hunt (1977); Gilmour, Norman, Mauromoustakos y Gale (1998)		$\frac{dC_1}{dt} = pI - k_1C_1$ $\frac{dC_2}{dt} = (1-p)I - k_2C_2$	$\frac{C}{C_0} = p \exp(-k_1t) + (1-p) \exp(-k_2t)$
M2	Andrén y Paustian (1987); Thuriès <i>et al.</i> (2001)		$\frac{dC_1}{dt} = pI + k_2C_2 - k_1C_1$ $\frac{dC_2}{dt} = (1-p)I - k_2C_2$	$\frac{C}{C_0} = \frac{pk_1 - k_2}{k_1 - k_2} \exp(-k_1t) + \frac{(1-p)k_1}{k_1 - k_2} \exp(-k_2t)$
M3	Berg y Ågren (1984); Andrén y Paustian (1987)		$\frac{dC_1}{dt} = I - rk_1C_1$ $\frac{dC_2}{dt} = (1-r)k_1C_1 - k_2C_2$	$\frac{C}{C_0} = \frac{(1-r)k_1 \exp(-k_2t)}{k_1 - k_2} - \frac{(k_2 - k_1) \exp(-k_1t)}{k_1 - k_2}$
M4	Saggar, Parshotam, Sparling, Feltham y Hart (1996); Manzoni <i>et al.</i> (2012)		$\frac{dC_1}{dt} = I + k_2C_2 - rk_1C_1$ $\frac{dC_2}{dt} = (1-r)k_1C_1 - k_2C_2$	$\frac{C}{C_0} = \frac{\beta[1 - \exp(\beta t)] \exp\left[-\left(\frac{\beta + k_1 + k_2}{2}\right)t\right]}{2\beta}$ $+ \frac{[\exp(\beta t) - 1][k_1(1 - 2r) + k_2] \exp\left[\left(\frac{\beta + k_1 + k_2}{2}\right)t\right]}{2\beta}$ $\beta = \sqrt{(k_1 + k_2)^2 - 4k_1k_2r}$

$$C_f = \left(C_t - \frac{1}{\frac{T_{50}}{C_{50} - C_t}} \right) + \left(\frac{1}{\frac{T_{50}}{C_{50} - C_t}} \right) \frac{1}{T_f} \quad (1)$$

a) Fracción C_f para el tamaño del intervalo T_f de T_{COI} a $50 \mu\text{m}$:

$$C_f = \left(C_t - \frac{1}{\frac{T_{COI}}{COI - C_{50}} - \frac{1}{T_{50}}} \right) + \left(\frac{1}{\frac{T_{COI}}{COI - C_{50}} - \frac{1}{T_{50}}} \right) \frac{1}{T_f} \quad (2)$$

Fracción C_f para $T_f < T_{COI}$:

$$C_f = COI \quad (3)$$

b) Con los siguientes parámetros iniciales:

$$C_{50} = 0.82C_t; \quad \frac{1}{T_{COI}} = 0.68 + 0.08COI \quad (4)$$

Cuadro 2. Equivalencia entre los parámetros del Cuadro 1, con relación al modelo M1. Fuente: Thuriès *et al.* (2001) y Manzoni *et al.* (2012).**Table 2. Equivalence between the parameters in Table 1, in relation to the M1 model. Source: Thuriès *et al.* (2001) and Manzoni *et al.* (2012).**

Modelo	Equivalencia al Modelo M1
M1	-
M2	$k_1^{M2} = k_1^{M1}; k_2^{M2} = k_2^{M1}; \left(\frac{p^{M2}k_1^{M2} - k_2^{M2}}{k_1^{M2} - k_2^{M2}} \right) = p^{M1}$
M3	$k_1^{M3} = k_1^{M1}; k_2^{M3} = k_2^{M1}; r^{M3} = 1 - (1 - p^{M1}) \left(\frac{k_1^{M1} - k_2^{M1}}{k_1^{M1}} \right)$
	$k_1^{M4} = \frac{p^{M1}(k_1^{M1})^2 + (1 - p^{M1})(k_2^{M1})^2}{p^{M1}k_1^{M1} - (1 - p^{M1})k_2^{M1}}$
M4	$k_2^{M4} = \left(\frac{p^{M1}}{k_2^{M1}} + \frac{1 - p^{M1}}{k_1^{M1}} \right)^{-1}$
	$r^{M4} = \frac{[p^{M1}k_1^{M1} - (1 - p^{M1})k_2^{M1}]^2}{p^{M1}(k_1^{M1})^2 - (1 - p^{M1})(k_2^{M1})^2}$

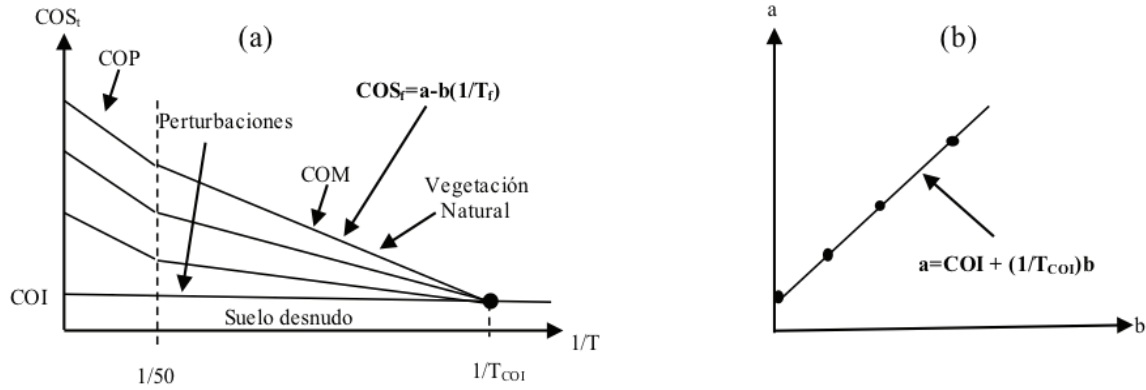


Figura 2. Patrones asociados al modelo COLPOS. (a) Espacio $1/T_f$ - COS_f y (b) espacio $b-a$. T es el tamaño de las partículas del suelo, COS es el carbono orgánico del suelo, COI es el carbono orgánico inerte del suelo, COP es el carbono orgánico particulado, COM es el carbono orgánico mineral, t es total, f es fracción; a y b son parámetros del modelo.

Figure 2. Patterns associated with the COLPOS model. (a) Space $1/T_f$ - COS_f and (b) space $b-a$. T is soil particle size, COS is soil organic carbon, COI is inert soil organic carbon, COP is particulate organic carbon, COM is mineral organic carbon, t is total, f is fraction; a and b are parameters of the model.

En el caso de los tamaños de las fracciones de las partículas físicas del suelo, Figura 2, es necesario restar $1/2000$ para que el valor de C_t corresponda a $1/T_{2000} = 0$: $1/T_{50} = (1/50) - (1/2000)$; $1/T_f = (1/T_f) - (1/2000)$. En el caso de la relación (4), esto es $1/T_{COI}$, ya está restado ($1/2000$).

El modelo COLPOS requiere conocer C_t (medido) y el COI para ser parametrizado completamente y poder estimar el C asociado a todos los tamaños de las fracciones físicas del suelo. En el caso del COI , Paz y Etchevers (2016) estimaron este carbono usando

estrato-secuencias para los usos del suelo y vegetación del país (*sensu* INEGI), por lo que el modelo queda totalmente parametrizado al conocer el uso del suelo y vegetación y el carbono orgánico medido en el suelo para el sitio particular analizado. La conversión de concentraciones a densidades (p. ej. $kg\ m^{-2}$) puede ser hecha usando las relaciones mostradas en Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez (2018) para la densidad aparente.

Dinámica del Modelo COLPOS

El modelo COLPOS tiene dos almacenes (COP y COM), los cuales tienen comportamientos cinéticos diferentes (Skjemstad *et al.*, 2004; Lavallee, Soong y Cotrufo, 2019) que reflejan que la accesibilidad al C es el factor de control y no la recalcitrancia de éste (Dungait, Hopkins, Gregory y Whitmore, 2012). El tercer almacén es de tipo inerte (COI), es cual es relativamente común incluirlo como adicional a los modelos bi-exponenciales (Verberne, Hassink, De Willigen, Groot y Van Veen, 1990; Hansen, Jensen, Nielsen y Svendsen, 1991). Por ejemplo, el modelo RothC tiene un almacén inerte, que fue introducido por problemas en el ajuste empírico a datos experimentales (Jenkinson, 1990).

La revisión de los modelos de dos almacenes (Cuadro 1) mostró que con un modelo de dos almacenes en paralelo es suficiente para emular los modelos

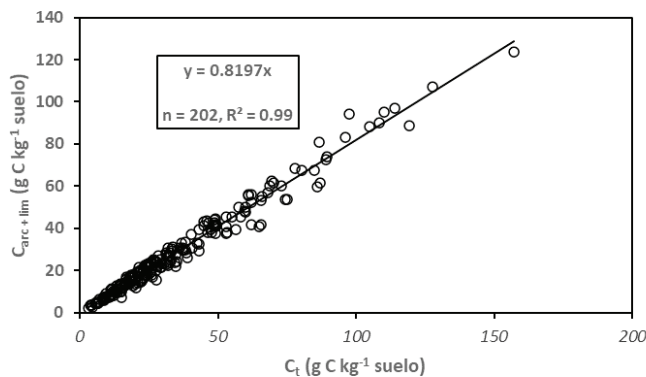


Figura 3. Relación entre el COS total (C_t) y el de la fracción arcilla más limo ($C_{arc+lim}$). Fuente: adaptado de Paz *et al.* (2016). **Figure 3. Relationship between the total COS (C_t) and that of the clay plus silt fraction ($C_{arc+lim}$).** Source: adapted from Paz *et al.* (2016).

más complejos. Al considerar un almacén inerte adicional ($C_{\infty} = \text{COI}$), los resultados del Cuadro 1 y 2 no cambian ya que solo es necesario cambiar C por $(C - C_{\infty})$ en los modelos analizados. Para el modelo COLPOS la dinámica (proceso de descomposición) está definida por:

$$C(t) = (C_0 - C_{\infty})[s \cdot \exp(-k_1 t) + (1-s) \cdot \exp(-k_2 t)] + C_{\infty} \quad (5)$$

donde: s representa la proporción del carbono total del almacén de COP, con tasa de cambio k_1 y $(1-s)$ la del almacén de COM, con tasa de cambio k_2 . El modelo de la ecuación (5) está planteado para obtener la condición $C(t) = C_0$ cuando $t = 0$.

En un cambio de uso del suelo y vegetación se presentan dos procesos: la descomposición del C del uso previo y la asimilación de C del uso actual, Figura 4. El modelo COLPOS para el proceso de absorción esta dado por:

$$C(t) = C_{EE}[s \cdot \{1 - \exp(-k_1 t)\} + (1-s) \cdot \{1 - \exp(-k_2 t)\}] \quad (6)$$

donde: C_{EE} es el carbono en estado estacionario ($dC/dt = 0$) e incluye a C_{∞} .

Puesto que el modelo COLPOS es intrínsecamente un modelo de dos componentes, la relación entre sus parámetros está dada por (Stewart y Plante, Paustian, Conant y Six, 2008; Paz *et al.*, 2016):

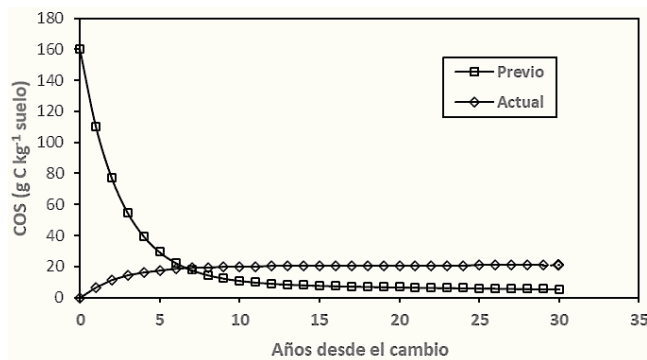


Figura 4. Dinámica del COS después de un cambio de uso del suelo y vegetación (típico de la conversión de bosque a cultivo agrícola), con dos procesos: descomposición y absorción.

Figure 4. SOC dynamics after a change in land use and vegetation (typical of the conversion of forest to agricultural cultivation), with two processes: decomposition and absorption.

$$\frac{k_1}{k_2} = \left(\frac{p}{1-p}\right) \left(\frac{C_2}{C_1}\right) = \left(\frac{p}{1-p}\right) \left(\frac{1-s}{s}\right) \quad (7)$$

donde: C_1 se refiere a COP y C_2 a COM. La proporción del ingreso (I) de C al suelo para el almacén COP es p y para el COM es $(1-p)$. Si se considera $q = p/(1-p)$, que es similar a la relación DPM/RPM (material de fácil descomposición / material recalcitrante) del modelo RothC (Jenkinson y Rayner, 1977), aunque con valores diferentes dada la parametrización del COLPOS, entonces con este valor conocido es posible estimar las tasas de cambio:

$$k_1 = \frac{p}{s}; \quad k_2 = \frac{1-p}{1-s} \quad (8)$$

De los desarrollos mostrados, considerando que s es conocido ($s = 0.18$, Figura 3), entonces solo es necesario conocer q [$p = q/(1+q)$] para que el modelo dinámico COLPOS quede totalmente parametrizado (dado C_{∞} o COI, asociado al tipo de uso del suelo y vegetación).

Un resultado similar se obtiene en función del ingreso (I) de carbono orgánico al suelo:

$$C_1 = \frac{Ip}{k_1}; \quad C_2 = \frac{I(1-p)}{k_2} \quad (9)$$

El modelo dinámico COLPOS, a diferencia del RothC, es parametrizado con el parámetro s observable en laboratorio ($s = \text{COP}/C_t$) y el parámetro q , supuesto o medido. El modelo COLPOS tiene pasos de tiempo anuales.

Cronosecuencias de Cambios de Uso del Suelo y Vegetación e Isótopos ^{13}C

Para establecer una relación del parámetro q para diferentes usos del suelo y vegetación, procesos de descomposición y absorción, es necesario contar con datos experimentales como los mostrados en la Figura 4, lo que hace necesario separar los dos procesos imbricados en las muestras de carbono orgánico total, normalmente recolectadas en los estudios de cronosecuencias.

Cerri, Feller, Balesdent, Victoria y Plenecassagne (1985) propusieron el uso de isótopos estables de ^{13}C

para separar los procesos, dadas las diferencias de las firmas isotópicas entre la vegetación C3 y C4. Cuando se usa un modelo de mezcla simple (Balesdent, Mariotti y Guillet, 1987; Balesdent y Mariotti, 1996; Zachary, 2019), se puede estimar las fracciones de los procesos o usos del suelo y vegetación del C total:

$$\delta^{13}C(\text{‰}) = \left[\frac{(^{13}C/^{12}C)_{\text{muestra}}}{(^{13}C/^{12}C)_{\text{referencia}}} \right] \times 1000 \quad (10)$$

$$f_a = \left[\frac{\delta - \delta_{\text{referencia } d}}{\delta_a - \delta_{\text{referencia } d}} \right] \quad (11)$$

$$f_d = 1 - f_a \quad (12)$$

donde: a se refiere al proceso de absorción (uso del suelo y vegetación actual) y d al proceso de descomposición (uso del suelo y vegetación previo).

Base de Datos de Cronosecuencias

El uso de cronosecuencias para parametrizar modelos mono y bi-exponenciales de los procesos de descomposición ha sido realizado por diferentes autores (Veldkamp, 1994; Arrouays, Balesdent, Mariotti y Girardin, 1995; Lisboa, Conant, Haddix, Cerri y Cerri, 2009; Yonekura *et al.*, 2012); además del modelo RothC (Cerri *et al.*, 2003 y 2007) y Century (Cerri *et al.*, 2004 y 2007).

Al considerar solo concentraciones del carbono, el Cuadro 3 muestra las cronosecuencias analizadas para el ajuste del modelo dinámico COLPOS: 213 cronosecuencias (105 de absorción y 108 de descomposición, con 1054 años de mediciones (524 de absorción y 530 de descomposición). La base de datos, hasta donde los autores tienen conocimiento, es la más grande analizada en procesos de modelación.

Los datos de las cronosecuencias se extrajeron directamente de tablas de valores de las publicaciones o fueron digitalizados de figuras. En algunos casos los valores fueron calculados de datos parciales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ajuste General del Modelo Dinámico COLPOS

Para poder revisar el ajuste del modelo dinámico COLPOS, descomposición y absorción, se ajustó por regresión no lineal; el error de estimación se minimizó con el uso de la función Solver^{MR} de Excel^{MR}. La Figura 5 muestra los resultados del ajuste del modelo, para el caso de usar todos los datos de todas las cronosecuencias. Para el caso de los procesos de descomposición se estimó q y C_{∞} , para los procesos de absorción solo se estimó q , ya que C_{EE} fue supuesta como igual al valor mayor de C en la cronosecuencia y se supuso $C_{\infty} = 0$.

Para evitar incluir valores anómalos en las cronosecuencias, se revisaron los datos y se eliminaron aquellos incongruentes en las secuencias temporales. La Figura 6 muestra los resultados del ajuste estadístico del modelo a los datos experimentales seleccionados. El porcentaje de datos eliminados fue 15.2%, con relación al total, incluyendo la eliminación de cronosecuencias completas (Cuadro 2).

De la Figura 6, se observa que el coeficiente de determinación es alto, por lo que puede considerarse que el modelo COLPOS tiene buenos ajustes estadísticos a los datos experimentales de las cronosecuencias, una vez eliminados los valores anómalos. El ajuste del modelo RothC a los datos experimentales presenta resultados estadísticos más pobres (Coleman *et al.*, 1997).

Ajuste del Modelo Dinámico COLPOS a Procesos de Descomposición por Profundidad del Suelo

Para el ajuste del modelo dinámico COLPOS a diferentes clases de vegetación y usos del suelo, se agruparon las cronosecuencias en clases, Cuadro 4, y se ajustó un solo modelo a todas ellas. La Figura 7 muestra los resultados de los ajustes estadísticos entre el C medido y el C estimado, correspondiente a las profundidades de 0-15 cm y 0-30 centímetros.

La profundidad 0-15 cm incluyó cronosecuencias en que la medición del C se había hecho en la profundidad 0-10 cm y, en el caso de la profundidad de 0-30 cm había algunos valores de la profundidad de 0-20 cm. En lo general, para la profundidad de 0-30 cm se observó mayor dispersión de datos que en la profundidad 0-15 cm, patrón que no tiene una explicación clara.

Cuadro 3. Base de datos de cronosecuencias analizada. IDUS = identificador de uso del suelo y vegetación; N = número de datos original de la cronosecuencia y n = número de datos de la cronosecuencia usados en los ajustes experimentales del modelo.

Table 3. Chronosequence database analyzed. IDUS = land use and vegetation identifier; N = number of original chronosequence data and n = number of chronosequence data used in the experimental fits of the model.

Autores	Crono- secuencia	Edad máxima (años)	Profundidad (cm)	Absorción			Descomposición		
				IDUS†	N	n	IDUS†	N	n
Neill <i>et al.</i> (1996)	1	81	0-5	4	7	7	7	7	6
	1	81	0-10	4	7	7	7	7	6
	1	81	0-20	4	7	7	7	7	6
	1	81	0-30	4	7	7			
Koutika <i>et al.</i> (1997)	1	17	0-10	4	4	4	7	4	4
	1	17	0-20	4	4	4	7	4	4
	1	17	0-30	4	4	4	7	4	4
	1	17	0-40	4	4	4	7	4	4
Feigl, Melillo y Cerri (1995)	1	80	0-10	4	7	7	7	7	7
Bernoux, Cerri, Neill y de Moraes (1998)	1	20	0-5	4	6	6	7	6	5
	1	20	0-10	4	6	6	7	6	5
	1	20	0-20	4	6	6	7	6	5
	1	20	0-30	4	6	6	7	6	5
Zach, Tiessen y Noellemeyer (2006)	1	14	0-6	4,5	5	5	5	5	5
De Moraes <i>et al.</i> (2002)	I	20	0-10	4	3	3	7	3	3
	I	20	0-20	4	3	3	7	3	3
	I	20	0-30	4	3	3	7	3	3
	II	20	0-10	4	3	3	7	3	3
	II	20	0-20	4	3	3	7	3	3
	II	20	0-30	4	3	3	7	3	3
Van Dam, Van Breemen y Veldkamp (1997)	1	18	0-5	4	5	4	7	5	5
	1	18	0-10	4	5	4	7	5	5
	1	18	0-15	4	5	4	7	5	5
	1	18	0-20	4	5	5	7	5	5
	1	18	0-25	4	5	5	7	5	5
	1	18	0-30	4	5	5	7	5	5
Desjardins, Folgarait, Pando, Girardin y Lavelle (2006)	1	15	0-10	3	3	3	1	4	4
	1	1	0-10	1	3	3	4	4	4
Yoneyama, Decanay, Castelo, Kasajima y Ho (2004)	C.L.	50	0-30	2	6	5	8	6	6
	N.I.	180	0-30	2	6	5	8	6	6
Bernoux, Feigl, Cerri, Gerales y Fernandes (1999)	1	15	0-10	4	4	4	7	4	3
	1	15	0-20	4	4	3	7	4	3
	1	15	0-30	4	4	4	7	4	3

Cuadro 3 (continuación). Base de datos de cronosecuencias analizada. IDUS = identificador de uso del suelo y vegetación; N = número de datos original de la cronosecuencia y n = número de datos de la cronosecuencia usados en los ajustes experimentales del modelo.

Table 3 (continued). Chronosequence database analyzed. IDUS = land use and vegetation identifier; N = number of original chronosequence data and n = number of chronosequence data used in the experimental fits of the model.

Autores	Crono- secuencia	Edad máxima (años)	Profundidad (cm)	Absorción			Descomposición		
				IDUS [†]	N	n	IDUS [†]	N	n
Desjardins, Barros, Sarrazin, Girardin y Mariotti (2004)	C.A.	15	0-20	4	4	4	7	4	3
	E.A.	15	0-20	4	4	4	7	4	4
Cerri <i>et al.</i> (1985)	1	40	0-10	2	3	3	8	3	3
	1	40	0-20	2	3	3	8	3	3
Novara, Cristina, La Mantia y Rühl (2013)	1	60	0-15	6	7	5	6	7	5
	1	60	0-30	6	7	5	6	7	4
Lisboa <i>et al.</i> (2009)	1	95	0-20	4	4	4	7	4	4
Balesdent, Wagner y Mariotti (1988)	1	99	0-10	1	5	4	3	5	5
	1	99	0-20	1	5	4	3	5	5
	2	99	0-10	4	5	4	3	5	5
	2	99	0-20	4	4	0	3	5	5
	3	37	0-20	1	4	4	4	4	4
Deng, Wu, Wang, Luo y Kimberley (2009)	1	56	0-10	2	3	0	7	3	3
	1	56	0-20	2	3	0	7	3	3
	1	56	0-50	2	3	0	7	3	3
	1	56	0-100	2	3	0	7	3	3
Felten y Emmerling (2012)	1	16	0-15	4	4	4	1	4	0
	1	16	0-30	4	4	4	1	4	0
	1	16	0-60	4	4	4	1	4	0
	1	16	0-90	4	4	4	1	4	0
	1	16	0-120	4	4	4	1	4	0
	1	16	0-150	4	4	4	1	4	0
Hansen, Christensen, Jensen y Kristensen (2004)	1	16	0-20	4	3	3	1	3	3
Römkens, van der Plicht y Hassink (1999)	1	27	0-20	4	4	4	1	4	4
Marin-Spiotta, Silver, Swanston y Ostertag (2009)	1	150	0-10	8	7	7	4	6	5
	1	30	0-20	10	4	4	5	4	4
	1	50	0-15	4,5	3	3	7	3	3
	1	50	0-30	4,5	3	3	7	3	3
	1	50	0-100	4,5	3	3	7	3	3
	2	50	0-15	4,5	3	3	7	3	3
	2	50	0-30	4,5	3	3	7	3	3
	2	50	0-100	4,5	3	3	7	0	0

Cuadro 3 (continuación). Base de datos de cronosecuencias analizada. IDUS = identificador de uso del suelo y vegetación; N = número de datos original de la cronosecuencia y n = número de datos de la cronosecuencia usados en los ajustes experimentales del modelo.

Table 3 (continued). Chronosequence database analyzed. IDUS = land use and vegetation identifier; N = number of original chronosequence data and n = number of chronosequence data used in the experimental fits of the model.

Autores	Crono- secuencia	Edad máxima (años)	Profundidad (cm)	Absorción			Descomposición		
				IDUS†	N	n	IDUS†	N	n
Trouve, Mariotti, Schwartz y Guillet (1994)	1	28	0-5	11	11	9	5	11	9
	2	19	0-5	10	12	9	5	12	10
Bonde, Christensen y Cerri (1992)	1	50	0-10	2	3	3	8	3	3
Vitarello, Cerri, Andreux, Feller y Victoria (1989)	1	50	0-20	2	3	3	8	3	3
Yoneyama <i>et al.</i> (2006)	N.R.T.	30	0-30	2	7	7	8	7	7
	C.P.R.T.	40	0-30	2	9	7	8	9	9
Tu <i>et al.</i> (2018)	1	100	0-10	1	6	6	3	5	4
	1	100	0-20	1	6	6	3	5	4
	1	100	0-30	1	6	6	3	5	4
	1	100	0-40	1	6	6	3	5	4
	1	100	0-60	1	6	5	3	5	3
	1	100	0-80	1	6	6	3	5	3
	1	100	0-100	1	6	6	3	5	3
	1	100	0-10	1	6	6	11	5	4
	1	100	0-20	1	6	6	11	5	4
	1	100	0-30	1	6	6	11	5	4
	1	100	0-40	1	6	6	11	5	4
	1	100	0-60	1	6	4	11	5	4
	1	100	0-80	1	6	4	11	5	4
	1	100	0-100	1	6	4	11	5	5
Luis-Mejía <i>et al.</i> (2007)	1	20	0-5	11	8	6	1	8	4
	1	20	0-10	11	8	6	1	8	4
De Moraes, Volkoff, Cerri y Bernoux (1996)	1	20	0-30	4	6	6	7	6	6
	2	20	0-30	4	4	4	7	4	4
Lima <i>et al.</i> (2006)	B.O.	34,2	0-10	10	5	5	4	5	4
	B.O.	34,2	0-20	10	5	5	4	5	4
	V.	34,2	0-10	10	5	4	4	5	3
	V.	34,2	0-20	10	5	4	4	5	3
Arrouays y Pelissier (1994)	M-L-H	32	0-50				5	13	11
	H	32	0-50				5	6	6
	M	32	0-50				5	4	3
	L	32	0-50				5	5	5
Jaiarree <i>et al.</i> (2011)	1	12	0-10	1	10	6	8	10	8

Cuadro 3 (continuación). Base de datos de cronosecuencias analizada. IDUS = identificador de uso del suelo y vegetación; N = número de datos original de la cronosecuencia y n = número de datos de la cronosecuencia usados en los ajustes experimentales del modelo.

Table 3 (continued). Chronosequence database analyzed. IDUS = land use and vegetation identifier; N = number of original chronosequence data and n = number of chronosequence data used in the experimental fits of the model.

Autores	Crono- secuencia	Edad máxima (años)	Profundidad (cm)	Absorción			Descomposición		
				IDUS [†]	N	n	IDUS [†]	N	n
Sugihara <i>et al.</i> (2019)	1	75	0-10	7	4	4	1	4	3
	1	75	0-20	7	4	3	1	4	3
	1	75	0-40	7	4	0	1	4	0
Tarré <i>et al.</i> (2001)	1	19	0-5	4	4	3	8	4	4
	1	19	0-10	4	4	3	8	4	4
	1	19	0-30	4	4	3	8	4	4
Wei, Qiu, Shao, Zhang y Gale (2012)	1	200	0-10	1	6	6	10	6	6
	1	200	0-20	1	6	6	10	6	6
	1	200	0-40	1	6	5	10	6	6
	1	200	0-60	1	6	0	10	6	6
	1	200	0-80	1	6	0	10	6	6

[†] IDUS = 1, cultivos; IDUS = 2, caña de azúcar, IDUS = 3, pastizales; IDUS = 4, pasturas; IDUS = 4.5, cultivos-pasturas; IDUS = 5, sabana; IDUS = 6, matorrales; IDUS = 6.5, mezquites; IDUS = 7, bosques tropicales húmedos; IDUS = 8, bosques tropicales secos; IDUS = 9, bosques templados; IDUS = 10, plantaciones tropicales; e IDUS = 11, plantaciones templadas.

[†] IDUS = 1, cultivos; IDUS = 2, sugarcane, IDUS = 3, grasslands; IDUS = 4, pastures; IDUS = 4.5, crops-pastures; IDUS = 5, savannah; IDUS = 6, thickets; IDUS = 6.5, mosques; IDUS = 7, tropical moist forests; IDUS = 8, tropical dry forests; IDUS = 9, temperate forests; IDUS = 10, tropical plantations; and IDUS = 11, temperate plantations.

El Cuadro 4 presenta los parámetros de ajuste del modelo para las clases de vegetación y usos del suelo, ahí se observa que los cultivos y pasturas (pastos

introducidos o cultivados) en la profundidad 0-30 cm tienen ajustes pobres. Del análisis de cronosecuencias, se deduce que los cultivos tienden a tener patrones

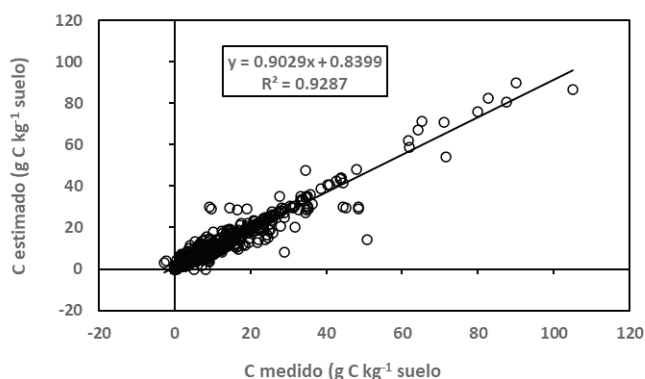


Figura 5. Resultados del ajuste estadístico del modelo dinámico COLPOS para el caso del uso de todos los datos de todas las cronosecuencias.

Figure 5. Results of the statistical adjustment of the COLPOS dynamic model for the case of the use of all the data of all the chronosequences.

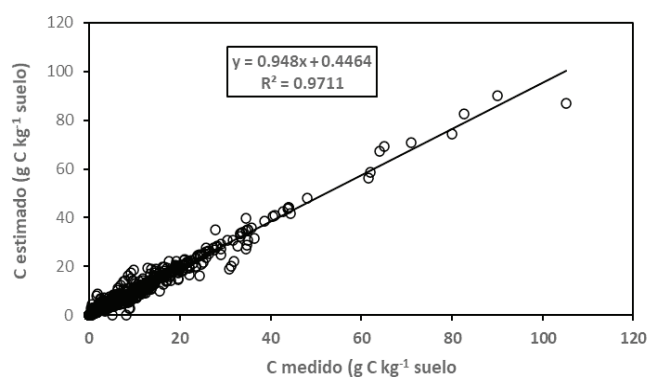


Figura 6. Resultados del ajuste estadístico del modelo dinámico COLPOS para el caso del uso de datos de todas las cronosecuencias, después de eliminar valores anómalos.

Figure 6. Results of the statistical adjustment of the COLPOS dynamic model for the case of the use of data from all the chronosequence, after eliminating anomalous values.

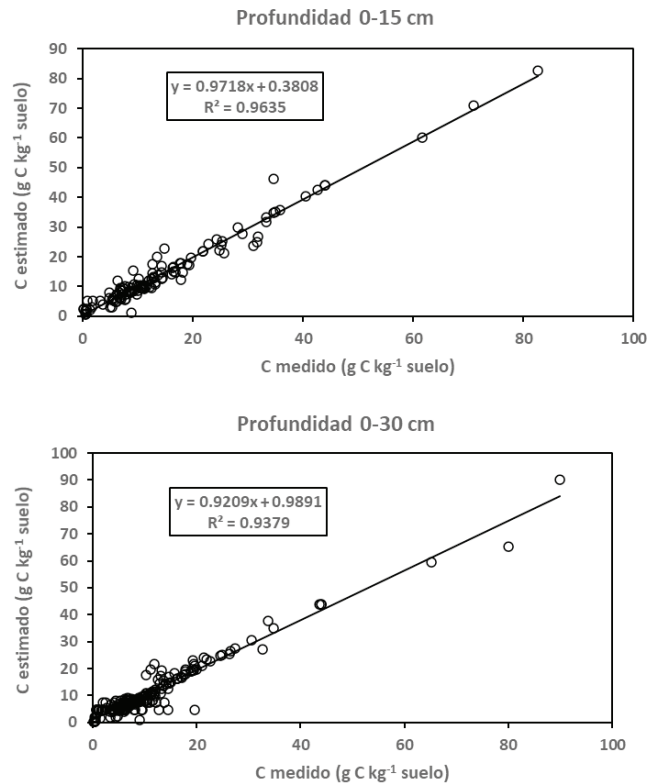


Figura 7. Resultados del ajuste estadístico del modelo dinámico COLPOS para la profundidad 0-15 cm y 0-30 cm de procesos de descomposición de las cronosecuencias.

Figure 7. Results of the statistical adjustment of the COLPOS dynamic model for depth 0-15 cm and 0-30 cm of chronosequence decomposition processes.

lineales del proceso de descomposición (Clapp, Allmaras, Layese, Linden y Dowdy, 2000; Barré *et al.*, 2010), por lo que el modelo propuesto tiene problemas para ajustarse.

Ajuste del Modelo Dinámico COLPOS a Procesos de Asimilación por Profundidad del Suelo

En la Figura 8 se muestran los resultados del ajuste del modelo dinámico COLPOS a procesos de absorción para las profundidades de 0-15 cm y 0-30 cm. Al igual que en el caso de los ajustes del modelo para los procesos de descomposición, los resultados en la profundidad 0-30 cm muestran mayor variación con relación a los de la profundidad 0-15 cm (mayor variabilidad espacial).

En el Cuadro 5 muestra los parámetros de ajuste del modelo a las clases de vegetación/ usos del suelo. La caña de azúcar y los matorrales tuvieron los resultados más pobres (R^2 alrededor de 0.7). Los valores del parámetro q del modelo resultaron ser diferentes a los obtenidos en el caso de los ajustes de los procesos de descomposición, lo que justifica la decisión de usar el valor máximo de cada cronosecuencia como equivalente al carbono en estado estacionario.

La Figura 9 muestra, caso de procesos de absorción, que los parámetros q están relacionados linealmente para las profundidades de 0-15 cm y 0-30 centímetros.

Cuadro 4. Parámetros de los ajustes del modelo para procesos de descomposición a las clases de vegetación y usos del suelo para las profundidades de 0-15 cm y 0-30 cm. Nc = número de cronosecuencias usado.

Table 4. Parameters of the model fits for decomposition processes to vegetation classes and land uses for depths of 0-15 cm and 0-30 cm. Nc = number of chronosequences used.

Uso suelo	0-15 cm				0-30 cm			
	Nc	C_{∞}	q	R^2	Nc	C_{∞}	q	R^2
Cultivos	4	5.0	19.7	0.912	4	7.3	0.2	0.490
Pastos	4	9.5	0.2	0.977	4	8.2	3.6	0.972
Pasturas	3	4.8	83.2	0.968	3	3.6	78.1	0.678
Matorrales	1	3.1	81.5	0.867	1	4.3	64.5	0.884
Sabanas	0				1	2.3	46.7	0.882
Bosques tropicales húmedos	12	2.7	27.0	0.948	23	0.0	83.9	0.965
Bosques tropicales secos	4	8.0	7.7	0.973	7	4.6	0.9	0.815
Plantaciones templadas	1	8.3	18.4	0.930	2	7.1	20.9	0.885

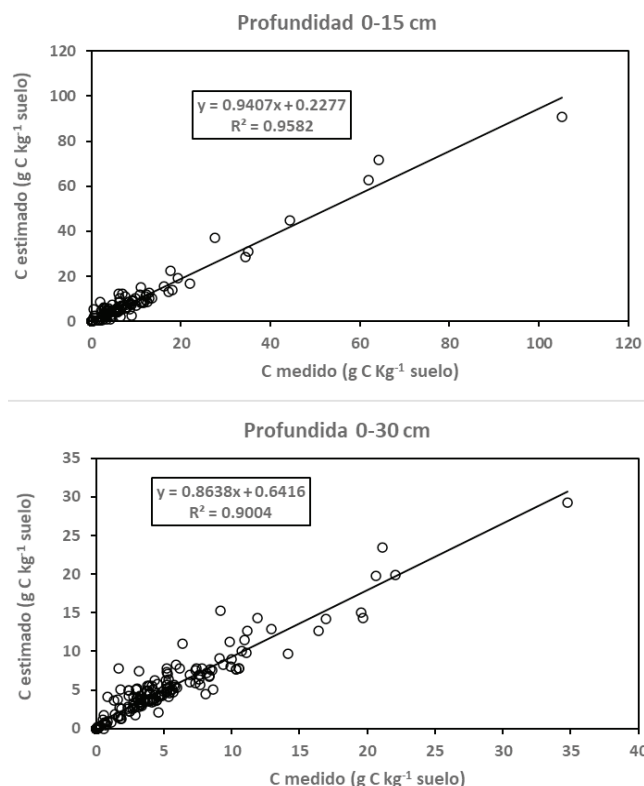


Figura 8. Resultados del ajuste estadístico del modelo dinámico COLPOS para la profundidad 0-15 cm y 0-30 cm de procesos de asimilación de las cronosecuencias.

Figure 8. Results of the statistical adjustment of the COLPOS dynamic model for depth 0-15 cm and 0-30 cm of chronosequence assimilation processes.

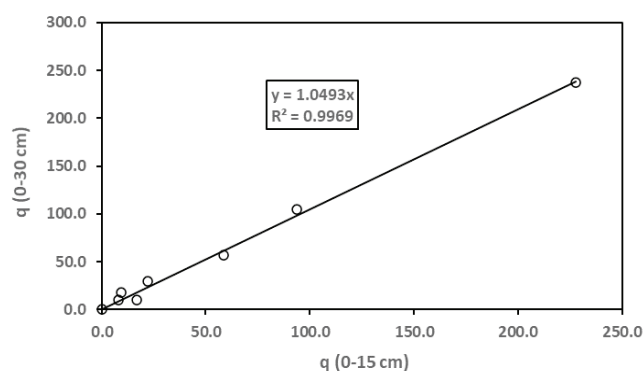


Figura 9. Relación entre el parámetro q para las profundidades 0-15 cm y 0-30 cm de procesos de absorción de las cronosecuencias.

Figure 9. Relationship between the parameter q for depths 0-15 cm and 0-30 cm of chronosequence absorption processes.

CONCLUSIONES

La versión dinámica del modelo COLPOS presentada parte de la revisión de las soluciones de dinámicas del carbono presente en dos almacenes (más uno inerte), situación que permitió simplificar al máximo posible el modelo para no introducir complejidades innecesarias (interacciones entre almacenes) asociadas a las interacciones entre los almacenes del carbono orgánico de los suelos.

Cuadro 5. Parámetros correspondientes a los ajustes del modelo para procesos de absorción a los grupos de vegetación/ usos del suelo para las profundidades de 0-15 cm y 0-30 cm. Nc = número de cronosecuencias usado.

Table 5. Parameters corresponding to the adjustments of the model for absorption processes to the groups of vegetation/ land uses for the depths of 0-15 cm and 0-30 cm. Nc = number of chronosequences used.

Uso suelo	0-15 cm				0-30 cm			
	Nc	C_{∞}	q	R^2	Nc	C_{∞}	q	R^2
Cultivos	5	0	93.8	0.733	6	0	104.3	0.749
Cañas de azúcar	3	0	8.2	0.971	6	0	10.4	0.772
Pastos	1	0	3.9	0.996	0			
Pasturas	12	0	16.7	0.813	24	0	10.2	0.926
Cultivos-Pasturas	2	0	22.1	0.986	3	0	29.4	0.937
Matorrales	1	0	58.6	0.732	1	0	57.0	0.733
Bosques tropicales húmedos	1	0	0.2	0.802	1	0	0.2	0.976
Bosques tropicales secos	1	0	101.7	0.945	0			
Plantaciones tropicales	2	0	9.4	0.903	3	0	18.0	0.950
Plantaciones templadas	2	0	227.6	0.897	1	0	237.1	0.953

Con la perspectiva de parametrizar el modelo con datos medibles en laboratorio, éste partió de la relación entre el carbono orgánico total y el asociado al carbono de la fracción limo más arcilla, lo que permite que éste se pueda definir en función de un solo parámetro, que es similar al usado por el modelo RothC.

Los resultados del ajuste del modelo dinámico COLPOS a datos de cronosecuencias de diferentes partes del mundo, con la separación de procesos de descomposición (uso del suelo y vegetación previo) y absorción (uso del suelo y vegetación actual) usando técnicas de ^{13}C , resultó en ajustes experimentales satisfactorios ($R^2 > 0.9$).

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.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización y diseño: F.P.P. Revisión resultados: F.P.P. y J.E.B. Escritura: F.P.P. Revisión manuscrito: J.E.B.

LITERATURA CITADA

- Abramoff, R., Xu, X., Hartman, M., O'Brien, S., Feng, W., Davidson, E., ... Mayes, M. A. (2017). The Millennial model: in search of measurable pools and transformations for modeling soil carbon in the new century. *Biogeochemistry*, 137, 51-71. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0409-7>
- Adair, E. C., Parton, W. J., Del Grosso, S. J., Silver, W., Harmon, M. E., Hall, S. A., Burkes, I. C., & Hart, S. C. (2008). Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. *Global Change Biology*, 14(11), 2636-2660. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01674.x>
- Andrén, O., & Kätterer, T. (1997). ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological Applications*, 7(4), 1226-1236. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1226:ITICBM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1226:ITICBM]2.0.CO;2)
- Andrén, O., & Paustian, K. (1987). Barley straw decomposition in the field: A comparison of models. *Ecology*, 68(5), 1190-1200. <https://doi.org/10.2307/1939203>
- Andriulo, A. E., Mary, B., & Guerif, J. (1999). Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19(5), 365-377.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Mariotti, A., & Girardin, C. (1995). Modelling organic carbon turnover in cleared temperate forest soils converted to maize cropping by using ^{13}C natural abundance measurements. *Plant and Soil*, 173, 191-196. <https://doi.org/10.1007/BF00011455>
- Arrouays, D., & Pelissier, P. (1994). Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant and Soil*, 160(2), 215-223. <https://doi.org/10.1007/BF00010147>
- Balesdent, J., & Mariotti, A. (1996). Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance. In T. W. Boutton, & S. Yamasaki (Eds.). *Mass spectrometry of soils* (pp. 83-111). New York, N. Y., USA: Marcel Dekker, Inc.
- Balesdent, J., Mariotti, A., & Guillet, B. (1987). Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(1), 25-30. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90120-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90120-9)
- Balesdent, J., Wagner, G. H., & Mariotti, A. (1988). Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. *Soil Science Society of America Journal*, 52(1), 118-124. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200010021x>
- Barré, P., Eglin, T., Christensen, B. T., Ciais, P., Houot, S., Kätterer, T., ... Chenu, C. (2010). Quantifying and isolating stable soil organic carbon using long-term bare fallow experiments. *Biogeosciences*, 7(11), 3839-3850. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3839-2010>
- Bayer, C., Lovato, T., Dieckow, J., Zanatta, J. A., & Mielniczuk, J. (2006). A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. *Soil and Tillage Research*, 91(1-2), 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.12.006>
- Berg, B., & Ågren, G. I. (1984). Decomposition of needle litter and its organic chemical components: theory and field experiments. Long-term decomposition in a Scots pine forest. III. *Canadian Journal of Botany*, 62(12), 2880-2888. <https://doi.org/10.1139/b84-384>
- Bernoux, M., Cerri, C. C., Neill, C., & de Moraes, J. F. L. (1998). The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82(1-3), 43-58. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00096-7)
- Bernoux, M., Feigl, B. J., Cerri, C. C., Galdes, A. P. A., & Fernandes, S. A. P. (1999). Carbon e nitrogenio em solo de uma cronosequencia de floresta tropical – pastagem de Paragominas. *Scientia Agrícola*, 56, 777-783. <https://doi.org/10.1590/S0103-90161999000400003>

- Blankinship, J. C., Berhe, A. A., Crow, S. E., Druhan, J. L., Heckman, K. A., Keiluweit, M., ... Wieder, W. R. (2018). Improving understanding of soil organic matter dynamics by triangulating theories, measurements, and models. *Biogeochemistry*, 140(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0478-2>
- Bolker, B. M., Pacala, S. W., & Parton, W. J. (1998). Linear analysis of soil decomposition: insights from the Century model. *Ecological Applications*, 8(2), 425-439. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0425:LAOSDI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0425:LAOSDI]2.0.CO;2)
- Bonde, T. A., Christensen, B. T., & Cerri, C. C. (1992). Dynamics of soil organic matter as reflected by natural ^{13}C abundance in particle size fractions of forested and cultivated oxisols. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(3), 275-277.
- Cerri, C., Feller, C., Balesdent, J., Victoria, R., & Plenecassagne, A. (1985). Application du tracage isotopique en ^{13}C à l'étude de la dynamique de la matière organique dans le sols. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Paris*, 300(2), 423-427.
- Cerri, C. E. P., Coleman, K., Jenkinson, D. S., Bernoux, M., Victoria, R., & Cerri, C. C. (2003). Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. *Soil Science Society America Journal*, 67(6), 1879-1887. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1879>
- Cerri, C. E. P., Paustian, K., Bernoux, M., Victoria, R. L., Melillos, J. M., & Cerri, C. C. (2004). Modeling changes in soil organic matter in the Amazon forest to pasture conversion with the Century model. *Global Change Biology*, 10(5), 815-832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00759.x>
- Cerri, C. E. P., Easter, M., Paustian, K., Killian, K., Coleman, K., Bernoux, M., ... Cerri, C. C. (2007). Simulating SOC changes in 11 land use chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122(1), 46-57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.007>
- Christensen, B. T. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. In D. S. Powlson, P. Smith, & J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of soil organic models* (pp. 143-159). Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_11
- Clapp, C. E., Allmaras, R. R., Layese, M. F., Linden, D. R., & Dowdy, R. H. (2000). Soil organic carbon and ^{13}C abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. *Soil and Tillage Research*, 55(3-4), 127-142. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00110-0](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00110-0)
- Coleman, K., & Jenkinson, D. S. (1996). RothC-26.3: A model of the turnover of carbon in soil. In D. S. Powlson, P. Smith, & J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets* (pp. 237-246). Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17
- Coleman, K., Jenkinson, D. S., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Körschen, 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)
- De Moraes, J. F. L., Volkoff, B., Cerri, C., C., & Bernoux, M. (1996). Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondonia, Brazil. *Geoderma*, 70(1), 63-81. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00072-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00072-0)
- De Moraes, J. F. L., Neill, C., Volkoff, B., Cerri, C. C., Melillo, J., Lima, V. C., & Steudler, P. A. (2002). Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pasture in the Western Brazilian Amazon Basin. *Acta Scientiarum*, 24(5), 1369-1376.
- Deng, W., Wu, W., Wang, H., Luo, W., & Kimberley, M. O. (2009). Temporal dynamics of iron-rich, tropical soil organic carbon pools after land-use change from forest to sugarcane. *Journal of Soils and Sediments*, 9(2), 112-120. <https://doi.org/10.1007/s11368-008-0053-x>
- Desjardins, T., Barros, E., Sarrazin, M., Girardin, C., & Mariotti, A. (2004). Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103(2), 365-373. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.008>
- Desjardins, T., Folgarait, P. J., Pando-Bahuon, A., Girardin, C., & Lavelle, P. (2006). Soil organic matter dynamics along rice chronosequence in north-eastern Argentina: evidence from natural ^{13}C abundance and particle size fractionation. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(9), 2753-2761. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.029>
- Dungait, J. A. J., Hopkins, D. W., Gregory, A. S., & Whitmore, A. P. (2012). Soil organic turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18(6), 1781-1796. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x>
- Elliot, E. T., Paustian, K., & Frey, S. D. (1996). Modeling the measurable or measuring the modelable: a hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractionations. In D. S. Powlson, P. Smith, & J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of soil organic matter models* (pp. 161-179). Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_12
- Feigl, B. J., Melillo, J., & Cerri, C. C. (1995). Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia (Brazil). *Plant and Soil*, 175(1), 21-29. <https://doi.org/10.1007/BF02413007>
- Felten, D., & Emmerring, C. (2012). Accumulation of *Miscanthus*-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land use under commercial farming conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(5), 661-670. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100250>
- Gilmour, J. T., Norman, R. J., Mauromoustakos, A., & Gale, P. M. (1998). Kinetics of crop residue decomposition: variability among crops and years. *Soil Science Society of America Journal*, 62(3), 750-755. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200030030x>
- Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E., & Svendsen, H. (1991). Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research*, 27(2), 245-259. <https://doi.org/10.1007/BF01051131>
- Hansen, E. M., Christensen, B. T., Jensen, L. S., & Kristensen, K. (2004). Carbon sequestration in soil beneath long-term *Miscanthus* plantations as determined by ^{13}C abundance. *Biomass and Bioenergy*, 26(2), 97-105. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00102-8](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00102-8)

- Harmon, M. E., Silver, W., Fasth, B., Chen, H., Burke, I. C., Parton, W. J., ... Lidet. (2009). Long-term patterns of mass loss during the decomposition of leaf and fine root litter: an intersite comparison. *Global Change Biology*, 15(5), 1320-1338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01837.x>
- Hénin, S., & Dupuis, M. (1945). Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales Agronomiques*, 15, 17-29.
- Hénin, S., Monnier, G., & Turc, L. (1959). Un aspect de la dynamique des matières organiques du sol. *Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Académie des Sciences*, 248, 138-141.
- Hunt, H. W. (1977). A simulation model for decomposition in grasslands. *Ecology*, 58, 469-484. <https://doi.org/10.2307/1938998>
- Jaiarree, S., Chidthaisong, A., Tangtham, N., Polprasert, C., Sarobol, E., & Tyler, S. C. (2011). Soil organic carbon loss and turnover resulting from forest conversion to maize fields in Eastern Thailand. *Pedosphere*, 21(5), 581-590. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60160-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60160-4)
- Jenkinson, D. S. (1977). Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from ^{14}C labelled ryegrass decomposing under field conditions. *European Journal of Soil Science*, 28(3), 424-434. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1977.tb02250.x>
- Jenkinson, D. S. (1990). The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 329(1255), 361-368. <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0177>
- Jenkinson, D. S., & Rayner, J. H. (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123(5), 298-305. <https://doi.org/10.1097/00010694-197705000-00005>
- Kätterer, T., & Andrén, O. (2001). The ICBM family of analytically solved models of soil carbon, nitrogen and microbial biomass dynamics – descriptions and application example. *Ecological Modelling*, 136(2-3), 191-207. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00420-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00420-8)
- Koutika, L. S., Bartoli, F., Andreux, F., Cerri, C. C., Burtin, G., Choné, Th., & Philippy, R. (1997). Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the Eastern Amazon basin. *Geoderma*, 76(1-2), 87-112. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00105-X)
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 158-169. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01114.x>
- Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2019). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261-273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Lima, A. M. N., Silva, I. R., Neves, J. C. L., Novais, R. F., Barros, N. F., Mendonça, E. S., ... Leite, F. P. (2006). Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with Eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3), 219-231. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.331>
- Lisboa, C. C., Conant, R. T., Haddix, M. L., Cerri, C. E. P., & Cerri, C. C. (2009). Soil carbon turnover measurement by physical fractionation at a forest-to pasture chronosequence in the Brazilian Amazon. *Ecosystems*, 12(7), 1212-1221. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9288-7>
- Luis-Mejía, S., Gómez-Guerrero, A., Etchevers-Barra, J. D., Ángeles-Pérez, G., López-López, M. A., & Horwath, W. R. (2007). Acumulación de carbono orgánico en el suelo en reforestaciones de *Pinus michoacana*. *Agrociencia*, 41(7), 711-721.
- Manzoni, S., & Porporato, A. (2009). Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(7), 1355-1379. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.031>
- Manzoni, S., Katul, G. G., & Porporato, A. (2009). Analysis of soil carbon transit times and age distributions using network theories. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G4), G04025. <https://doi.org/10.1029/2009JG001070>
- Manzoni, S., Piñeiro, G., Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Kim, J. H., & Porporato, A. (2012). Analytical models of soil and litter decomposition: solutions for mass loss and time-dependent decay rates. *Soil Biology and Biochemistry*, 50, 66-76. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.029>
- Marin-Spiotta, E., Silver, W. L., Swanston, C. W., & Ostertag, R. (2009). Soil organic matter dynamics during 80 years of reforestation of tropical pastures. *Global Change Biology*, 15(6), 1584-1597. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01805.x>
- Minderman, G. (1968). Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *Journal of Ecology*, 56(2), 355-362. <https://doi.org/10.2307/2258238>
- Moorhead, D. L., Sinsabaugh, R. L., Linkins, A. E., & Reynolds, J. F. (1996). Decomposition processes: modelling approaches and applications. *The Science of the Total Environment*, 183(1-2), 137-149. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04974-6](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04974-6)
- Neill, C., Fry, B., Melillo, J. M., Steudler, P. A., Moraes, J. F. L., & Cerri, C. C. (1996). Forest- and pasture-derived carbon distributions to carbon stocks and microbial respiration by tropical pasture soils. *Oecologia*, 107(1), 113-119. <https://doi.org/10.1007/BF00582241>
- Nicolardot, B., Molina, J. A. E., & Allard, M. R. (1994). C and N fluxes between pools in soil organic matter: model calibration with long-term incubation data. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(2), 235-243. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90163-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90163-5)
- Novara, A., Cristina, L., La Mantia, L., & Rühl, J. (2013). Carbon dynamics of soil organic matter in bulk soil and aggregate fraction during secondary succession in a Mediterranean environment. *Geoderma*, 193-194, 213-221. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.036>
- Olson, J. S. (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44(2), 322-331. <https://doi.org/10.2307/1932179>
- Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V., & Ojima, D. S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51(5), 1173-1179. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>

- Parton, W. J., Scurlock, J. M. O., Ojima, D. S., Gilmanov, T. G., Scholes, R. J., Schimel, D. S., ... Kinyamario, J. L. (1993). Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland and biome worldwide. *Global Biogeochemical Cycles*, 7(4), 785-809. <https://doi.org/10.1029/93GB02042>
- Paul, E. A. (1984). Dynamics of organic matter in soils. *Plant and Soil*, 76(1), 275-285. <https://doi.org/10.1007/BF02205586>
- Paustian, K., Parton, W. J., & Persson, J. (1992). Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of America Journal*, 56(2), 476-488. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600020023x>
- Paz, F., Covalada, S., Hidalgo, C., Etchevers, J., & Matus, F. (2016). Modelación simple y operativa de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas en los suelos. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 321-337.
- Paz, F., & de Jong, B. H. (2012). Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias. En F. Paz, & R. Cuevas (Eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011* (pp. 263-269). Serie síntesis nacionales. Texcoco, Estado de México, México: Programa Mexicano del Carbono. ISBN 978-607-715-085-5
- Paz, F., & Etchevers, J. (2016). Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 339-355.
- Paz-Pellat, F., & Velázquez-Rodríguez, A. S. (2018). Base de datos de perfiles de suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(3), 210-235.
- Pickett, S. T. A. (1989). Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In G. E. Likens (Ed.). *Long-term studies in ecology: Approaches and alternatives* (pp. 110-135). New York, NY, USA: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-7358-6_5
- Poeplau, C., Don, A., Dondini, M., Leifeld, J., Nemo, R., Schumacher, J., ... Wiesmeier, M. (2013). Reproducibility of a soil organic carbon fractionation method to derive RothC carbon pools. *European Journal of Soil Science*, 64(6), 735-746. <https://doi.org/10.1111/ejss.12088>
- Römkens, P. F. A. M., van der Plicht, J., & Hassink, J. (1999). Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. *Biology and Fertility of Soils*, 28(3), 277-284. <https://doi.org/10.1007/s003740050494>
- Saggar, S., Parshotam, A., Sparling, G. P., Feltham, C. W., & Hart, P. B. S. (1996). ¹⁴C-labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and minerology. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(12), 1677-1686. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00250-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00250-7)
- Sierra, C. A., Müller, M., & Trumbore, S. E. (2012). Models of soil organic matter decomposition: the Soil R package, versión 1.0. *Geoscientific Model Development*, 5(4), 1045-1060. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1045-2012>
- Skjemstad, J. O., Spouncer, L. R., Cowie, B., & Swift, S. (2004). Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research*, 42(1), 79-88. <https://doi.org/10.1071/SR03013>
- Stewart, C. E., Paustian, K., Conant, R. T., Plante, A. F., & Six, J. (2007). Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86(1), 19-31. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>
- Stewart, C. E., Plante, A. F., Paustian, K., Conant, R. T., & Six, J. (2008). Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of America Journal*, 72(2), 379-392. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0104>
- Sugihara, S., Shibata, M., Mvondo Ze, A. D., Tanaka, H., Kosaki, T., & Funakawa, S. (2019). Forest understories controlled the soil organic carbon stock during the fallow period in African tropical forest: a ¹³C analysis. *Scientific Reports*, 9(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46406-2>
- Tarré, R., Macedo, R., Cantarutti, R. B., Rezende, C. P., Pereira, J. M., Ferreira, E., ... and Boddey, R. M. (2001). The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, 234(1), 15-26. <https://doi.org/10.1023/A:1010533721740>
- Trouve, C., Mariotti, A., Schwartz, D., & Guillet, B. (1994). Soil organic carbon dynamics under Eucalyptus and Pinus planted on savannas in the Congo. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(2), 287-295. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90169-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90169-4)
- Thuriès, L., Pansu, M., Feller, C., Herrmann, P., & Rémy, J. C. (2001). Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7), 997-1010. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00003-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00003-7)
- Tu, C., Liu, C., Quine, T. A., Jones, M. W., Liu, T., Li, L., & Liu, W. (2018). Dynamics of soil organic carbon following land-use change: insights from stable C-isotope analysis in black soil in Northeast China. *Acta Geochimica*, 37(5), 746-757. <https://doi.org/10.1007/s11631-018-0282-7>
- Van Dam, D., Van Breemen, N., & Veldkamp, E. (1997). Soil organic carbon dynamics: variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica. *Biogeochemistry*, 39(3), 343-375. <https://doi.org/10.1023/A:1005880031579>
- Veldkamp, E. (1994). Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal*, 58(1), 175-180. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>
- Verberne, E. L. J., Hassink, J., De Willigen, P., Groot, J. J. R., & Van Veen, J. A. (1990). Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 38(3A), 221-238. <https://doi.org/10.18174/njas.v38i3A.16585>
- Vereecken, H., Schnepf, A., Hopmans, J. W., Javaux, M., Or, D., Roose, T., ... Young, I. M. (2016). Modeling soil processes: Review, key challenges, and new perspectives. *Vadose Zone Journal*, 15(5), 1-57. <https://doi.org/10.2136/vzj2015.09.0131>
- Vitello, V. A., Cerri, C. C., Andreux, F., Feller, C., & Victoria, R. L. (1989). Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 53(3), 773-778. <https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300030024x>
- Wei, X., Qiu, L., Shao, M., Zhang, X., & Gale, W. J. (2012). The accumulation of organic carbon in mineral soils by afforestation of abandoned farmland. *PLoS ONE*, 7(3), e32054. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032054>

- Yonekura, Y., Ohta, S., Kiyono, Y., Aksa, D., Morisada, K., Tanaka, N., & Tayasu, I. (2012). Dynamics of soil carbon following destruction of tropical rainforest and the subsequent establishment of *Imperata* grassland in Indonesian Borneo using stable carbon isotopes. *Global Change Biology*, 18(8), 2606-2616. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02722.x>
- Yoneyama, T., Decanay, E. V., Castelo, O., Kasajima, I., & Ho, P. Y. (2004). Estimation of soil organic carbon turnover using ^{13}C abundance in Asian tropics: a case study in the Philippines. *Soil Science and Plant Nutrition*, 50(4), 599-602. <https://doi.org/10.1080/00380768.2004.10408517>
- Yoneyama, T., Okada, H., Chongpraditnum, P., Ando, S., Prasertsak, P., & Hirai, K. (2006). Effects of vegetation and cultivation on $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and estimation of its turnover in Asian tropics: A case study in Thailand. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52(1), 95-102. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.00001.x>
- Zach, A., Tiessen, H., & Noellemeyer, E. (2006). Carbon turnover and carbon-13 natural abundance under land use change in semiarid savanna soils of La Pampa, Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1541-1546. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0119>
- Zacháry, D. (2019). Applications of stable carbon isotopes in soil science with special attention to natural ^{13}C abundance approach. *Hungarian Geographical Bulletin*, 68(1), 3-19. <https://doi.org/10.15201/hungeobull.68.1.1>
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M. W. I., Smith, P., & Fuhrer, J. (2007). Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58(3), 658-667. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x>