



DOI: [10.29298/rmcf.v14i79.1342](https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i79.1342)

Artículo de Investigación

Modelos de descomposición del mantillo en ecosistemas templados del Noreste de México

Mulch decomposition models in temperate ecosystems in Northeastern Mexico

César Gerardo Ramos Hernández¹, Juan Manuel López Hernández², Marco Vinicio Gómez Meza³, Israel Cantú Silva¹, María Inés Yáñez Díaz¹, Wibke Himmelsbash¹, Humberto González Rodríguez^{1*}

Fecha de recepción/Reception date: 27 de febrero de 2023.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 11 de agosto de 2023.

¹Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. México.

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultad de Agronomía y Veterinaria. México.

³Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Economía. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx.

*Corresponding author; e-mail: humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx.

Resumen

La descomposición del mantillo es un proceso fundamental para mantener la productividad primaria neta y la fertilidad de los ecosistemas forestales. Por tal motivo, se realizó un estudio en el ejido Pablillo, municipio Galeana, Nuevo León, México durante un año para conocer el proceso de descomposición del mantillo en tres ecosistemas forestales de clima templado (pino, encino y pino-encino) que incluyó modelos para predecir la tasa de descomposición. En cada ecosistema se distribuyeron en cinco parcelas de 20 m×20 m 60 bolsas de polipropileno negro con 10 g de mantillo. Al comparar los tres tipos de vegetación, la pérdida de masa fue de 14 % para pino, 22 % en pino-encino y 23 % para encino. De acuerdo con el análisis de regresión, los modelos exponencial negativo simple (*Olson*) y lineal simple mostraron la mejor bondad de ajuste respecto a los modelos logarítmico y de potencia. El modelo lineal simple presentó un mejor ajuste con valores de $R^2=0.719$ (encino), 0.626 (pino) y 0.620 (pino-encino); para el modelo de *Olson*, el Coeficiente R^2 varió de 0.710 (encino) a 0.617 (pino-encino). La constante de descomposición del modelo de *Olson* fluctuó de 1.017 (encino) a 0.946 años (pino-encino), y en el modelo lineal simple de 1.009 (encino) a 0.944 años (pino-encino). El proceso de descomposición tuvo diferencias significativas entre ecosistemas atribuibles a la composición química del mantillo. En el ecosistema de pino se presentó el menor porcentaje de descomposición.

Palabras clave: Coeficiente de determinación, ecosistemas templados, mantillo, pino-encino, regresión lineal, tasa de descomposición.

Abstract

Mulch decomposition is an essential process for maintaining the net primary productivity and fertility of forest ecosystems. For this reason, a one-year study was conducted in the *Pablillo ejido* in *Galeana* municipality, state of *Nuevo León*, Mexico, to understand the process of mulch decomposition in three temperate forest ecosystems (pine, oak, and pine-oak) using mathematical models to predict the rate of decomposition. In each ecosystem, 60 black polypropylene bags containing 10 g of mulch were distributed in five 20 m×20 m plots. When comparing the

three vegetation types, mass loss was 14 % for pine, 22 % for pine-oak, and 23 % for oak. According to the regression analysis, the Simple Negative Exponential (Olson) and simple linear models showed the best goodness of fit with respect to the logarithmic and power models. The simple linear model presented a better fit with R^2 values=0.719 (oak), 0.626 (pine), and 0.620 (pine-oak); for the Olson model, the R^2 coefficient ranged from 0.710 (oak) to 0.617 (pine-oak). The decomposition process showed significant differences between ecosystems attributable to the chemical composition of the mulch. The pine ecosystem showed the lowest decomposition percentage.

Key words: Coefficient of determination, temperate ecosystems, mulch, pine-oak, linear regression, decomposition rate.

Introducción

La descomposición de la materia orgánica aportada por el mantillo es la precursora y reguladora de los patrones de disponibilidad de nutrientes, es la responsable del abastecimiento, en parte, del flujo de energía en los ecosistemas forestales (Weltzin *et al.*, 2005). Se estima que del total de nutrientes que las plantas necesitan, 80 % se libera durante este proceso de descomposición (Liu *et al.*, 2006; Sayer *et al.*, 2020), por lo que es clave para el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos, ya que favorece las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo (Liu *et al.*, 2004; Castellanos y León, 2010).

La descomposición del mantillo y del suelo tiene reguladores en común que actúan de forma diferente, por ejemplo, la aireación del suelo afecta la descomposición de la materia orgánica, pero muy poco la del mantillo. Otros reguladores que inciden de manera directa sobre el proceso de descomposición son el clima, la composición de la hojarasca, la fauna edáfica y los microorganismos (Pando-Moreno *et al.*, 2018); la estructura y composición de la vegetación son algunos de los factores más importantes, ya que determinan la variación local en los procesos de acumulación y descomposición del mantillo (Gaspar-Santos *et al.*, 2015).

Cornelissen (1996) destaca que la composición química del mantillo es un elemento clave en la velocidad a la cual la materia orgánica se descompone. Por lo general, el proceso de descomposición de la materia orgánica aportada por el mantillo consta

de dos etapas: una inicial de rápido desarrollo debido a la lixiviación de compuestos solubles y a la descomposición de azúcares, fenoles y proteínas (Arellano *et al.*, 2004), y una segunda fase caracterizada por una descomposición más lenta debido al contenido de celulosa, lignina y hemicelulosa (sustancias recalcitrantes), lo cual resulta en una menor tasa de descomposición (Crespo, 2015).

En los ecosistemas forestales de clima templado donde predominan los géneros *Pinus* L. y *Quercus* L., el proceso de descomposición *in situ* ha evidenciado que ciertas variables climáticas, la composición y distribución de especies, suelen ser factores que determinan la tasa o dinámica de pérdida de masa (Moreno *et al.*, 2018). Por lo tanto, el estudio del proceso de descomposición del mantillo en los ecosistemas templados es fundamental para lograr una comprensión, a mayor escala, sobre la liberación de nutrientes (Bohara *et al.*, 2019). Es por ello que el objetivo del presente trabajo fue conocer el proceso de descomposición del mantillo en ecosistemas de pino, encino y pino-encino que incluyó modelos para predecir la tasa de descomposición en cada comunidad vegetal, a partir de la siguiente hipótesis: la descomposición en el ecosistema de pino es más lenta que en los ecosistemas de encino y pino-encino, donde el mantillo posee diversas características fisicoquímicas debido a las condiciones de la estructura de la vegetación.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en tres diferentes ecosistemas (pino, encino y pino-encino), los cuales se localizan en el ejido Pablillo, municipio de

Galeana, Nuevo León (Figura 1), cuyo clima es de tipo árido, templado, con lluvias entre verano e invierno mayores a 18 % anual (García, 2004). Las comunidades vegetales predominantes en la zona corresponden a matorrales y bosques de coníferas con presencia de *Pinus pseudostrabus* Lindl. y rodales mixtos con *Pinus teocote* Schltl. & Cham., *P. ayacahuite* var. *brachyptera* Shaw, *P. arizonica* Engelm., *P. cembroides* Zucc., *P. hartwegii* Lindl., *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco var. *glauca* (Mayr) Franco y la asociación *Pinus pseudostrabus* con *Quercus* spp. y *Quercus sideroxyla* Bonpl., en segundo término: *Pinus culminicola* Andresen & Beaman, *Arbutus glandulosa* M. Martens & Galeotti, *Quercus crassifolia* Bonpl., *Alnus acuminata* Kunth y *Juniperus deppeana* Steud. var. *robusta* Martínez (Tapia y Návar, 2011).

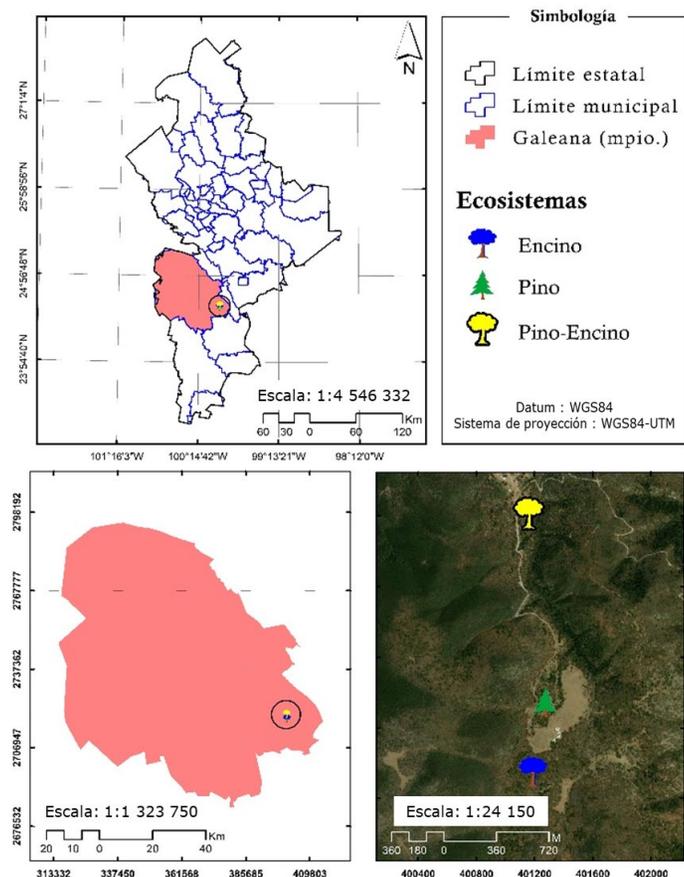


Figura 1. Localización de los sitios de estudio en el municipio de Galeana, Nuevo

León, México.

El intervalo altitudinal en el que se desarrollan los ecosistemas bajo estudio es de 2 267 msnm para pino (ubicación geográfica: 24°34'44.34" N; 99°58'30.12" O), 2 313 msnm para encino (ubicación geográfica: 24°34'28.32" N; 99°58'33.180" O) y 2 160 msnm para encino-pino (ubicación geográfica: 24°35'27.66" N; 99°58'34.50" O).

Descomposición del mantillo y frecuencia de recolecta

Con base en el método de bolsas de descomposición propuesto por Bockock y Gilbert (1957), se evaluó durante un periodo de un año en condiciones de intemperie el proceso de descomposición del mantillo en tres ecosistemas templados. El mantillo corresponde a todo aquel material que se forma una vez que la hojarasca cae al suelo formando un estrato orgánico (Pérez-Vázquez *et al.*, 2021); se manejó en los tres ecosistemas de manera uniforme, para ello se colocaron 10 g de peso seco de una mezcla uniforme de los componentes de la hojarasca (hojas, ramas, corteza, estructuras reproductivas y otros componentes misceláneos), la cual fue recolectada en cada uno de los ecosistemas un mes antes de iniciar el experimento con la finalidad de que fuera material fresco y se colocó en bolsas de papel, posteriormente, se secó a 65 °C. La recolecta se realizó de manera aleatoria en cada sitio (López-Hernández *et al.*, 2018).

Por tipo de ecosistema, se utilizó un total de 60 bolsas de descomposición, se distribuyeron 12 al azar en cinco parcelas experimentales de 20 m × 20 m, colindantes entre ellas a fin de cubrir el total de la superficie del sitio en cada ecosistema. Las bolsas fueron de tela nylon de 1 mm de apertura, con dimensiones de 25 cm × 20 cm (Rodríguez *et al.*, 2019), lo que permite que los invertebrados

detritívoros tengan acceso a su interior, pero minimizan las pérdidas por fragmentación (Martínez-Atencia *et al.*, 2020). Cada bolsa se colocó en la superficie del suelo, sin alterar las condiciones del sustrato en descomposición para evitar que se modificaran las condiciones naturales en las cuales se desarrollan los microorganismos descomponedores, además de mantener el contacto con la materia orgánica del suelo (Rodríguez *et al.*, 2019).

La evaluación se llevó a cabo durante 12 fechas de muestreo correspondientes al periodo de febrero de 2021 a enero de 2022; se recolectaron cinco bolsas por parcela y ecosistema de estudio cada 30 días. El material se transportó al Laboratorio de Química de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, donde se aplicó la metodología propuesta por López-Hernández *et al.* (2018) para secarlo en una estufa de aire forzado (*Felisa*[®] modelo FE-292AD) a una temperatura constante de 65 °C hasta obtener un peso constante (g). En diversos trabajos (Rivera *et al.*, 2013; Tapia-Coronado *et al.*, 2022) se considera que las partículas del suelo que se adhieren al material vegetal, no alteran los resultados y pueden considerarse despreciables, sin embargo, con el fin de eliminarlas, las submuestras se limpiaron con un pincel. El peso remanente (g) del mantillo de cada repetición se obtuvo para estimar el grado de la descomposición mediante la diferencia del peso inicial y el peso final de cada fecha de muestreo, ambos se registraron con una balanza digital *Sartorius*[®] modelo *Laboratory LC 620 S* con resolución de 0.001 g.

Mediante el Modelo simple exponencial negativo propuesto por Olson (1963), se estimó la tasa de descomposición de la mezcla uniforme de los componentes del mantillo (10 g) para cada ecosistema. Además del Modelo exponencial de Olson (1963), y con el fin de estimar las tasas de descomposición del mantillo, se probaron otros modelos matemáticos (lineal simple, logarítmico y de potencia) para determinar cual presentaba un mejor ajuste en la estimación de la tasa de descomposición, en comparación con el modelo de referencia:

$$\text{Modelo 1 (Olson, 1963): } H(t) = \beta_0 \times e^{-\beta_1 \times t}$$

$$\text{Modelo 2 (Moreno et al., 2018): } H(t) = \beta_0 + \beta_1 \times (t)$$

$$\text{Modelo 3 (Moreno et al., 2018): } \ln H(t) = \beta_0 + \beta_1 \times \ln(t)$$

$$\text{Modelo 4 (Moreno et al., 2018): } H(t) = \beta_0 \times t^{\beta_1}$$

Donde:

H = Fracción del mantillo remanente (años)

t = Tiempo (años)

\ln = Logaritmo natural

β_0 = Porcentaje de peso inicial de mantillo

β_1 = Tasa de descomposición del mantillo

Análisis estadísticos

Los promedios de la fracción del mantillo remanente, por fecha de muestreo y ecosistema se sometieron a un análisis estadístico para probar los supuestos de normalidad (prueba de *Kolmogorov-Smirnov* con la corrección de *Lilliefors*) y de homogeneidad de varianzas (prueba de *Levene*) (Ott, 2001). Dado que ambos

supuestos fueron demostrados, se realizó un análisis de varianza de acuerdo a un diseño experimental con un criterio de clasificación (Steel y Torrie, 1980) para detectar diferencias en la cantidad de la fracción del mantillo remanente entre los ecosistemas forestales para cada fecha de muestreo. La comparación de medias de la fracción del mantillo remanente por fecha se realizó mediante la prueba *HDS* ($p=0.05$) de *Tukey* (Ott, 2001). La evaluación de la bondad de ajuste de cada modelo utilizado para determinar la tasa de descomposición del mantillo se hizo a partir de las gráficas de los residuos, los valores de la Raíz del cuadrado medio del error, y con base en los coeficientes de determinación (R^2) y de correlación (r) de *Pearson* (Ott, 2001). Todos los análisis estadísticos se efectuaron con el paquete estadístico *Statistical Package for Social Sciences* (*SPSS* por sus siglas en inglés) versión 22.0 para *Windows* (IBM, 2016).

Resultados y Discusión

Descomposición del mantillo

En el Cuadro 1 se presentan los promedios de la fracción del mantillo remanente por cada ecosistema. Los estadísticos y valores de p de la prueba de *Kolmogorov-Smirnov* y la prueba de *Levene* (L), así como los valores F y p del análisis de varianza por fecha de muestreo, también se incluyen. De acuerdo con la prueba *HDS* de *Tukey*, la mayoría de las fechas de recolecta presentaron diferencias significativas ($p<0.05$) entre ecosistemas, a excepción de la cuarta (MAY-21), sexta (JUL-21) y última fecha (ENE-22) de muestreo.

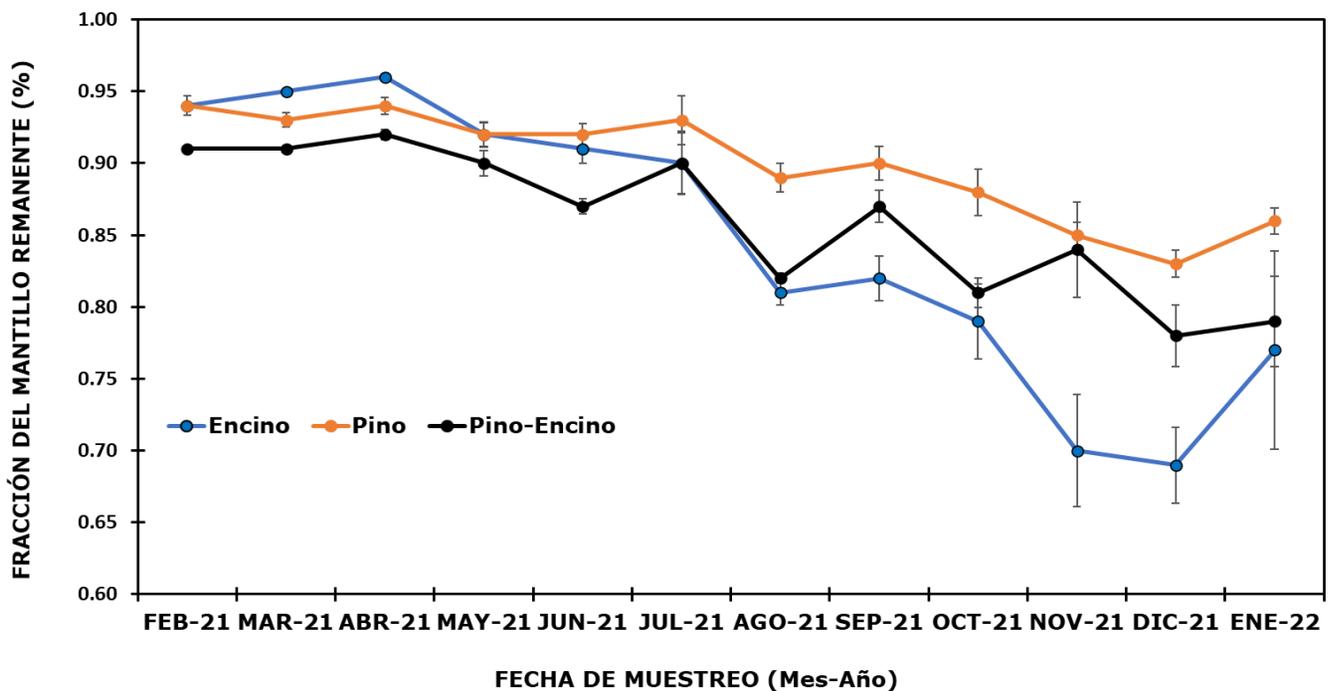
Cuadro 1. Promedios de la fracción del mantillo remanente por fecha de recolecta y ecosistema.

Fecha de colecta	Fracción del mantillo remanente			K-S	Valor <i>p</i>	L	Valor <i>p</i>	F	Valor <i>p</i>	EEEM
	Encino	Pino	Pino-Encino							
1. FEB-21	0.944 ^a	0.935 ^a	0.913 ^b	0.193	0.139	5.54	0.020	14.26	0.001	0.0042
2. MAR-21	0.947 ^a	0.928 ^b	0.914 ^c	0.218	0.052	1.69	0.225	25.95	0.001	0.0033
3. ABR-21	0.958 ^a	0.944 ^a	0.920 ^b	0.142	0.200	1.86	0.198	21.14	0.001	0.0042
4. MAY-21	0.924 ^a	0.920 ^a	0.905 ^a	0.156	0.200	0.03	0.975	1.46	0.270	0.0085
5. JUN-21	0.907 ^a	0.918 ^a	0.871 ^b	0.118	0.200	1.01	0.392	9.58	0.003	0.0078
6. JUL-21	0.897 ^a	0.928 ^a	0.896 ^a	0.200	0.111	0.05	0.951	0.82	0.462	0.0201
7. AGO-21	0.812 ^b	0.891 ^a	0.820 ^b	0.206	0.085	1.63	0.237	30.50	0.001	0.0079
8. SEP-21	0.819 ^b	0.904 ^a	0.866 ^{ab}	0.120	0.200	0.32	0.731	10.58	0.002	0.0130
9. OCT-21	0.792 ^b	0.880 ^a	0.806 ^{ab}	0.171	0.200	1.24	0.330	5.18	0.029	0.0213
10. NOV-21	0.704 ^b	0.848 ^a	0.838 ^a	0.196	0.148	1.45	0.276	7.61	0.008	0.0322
11. DIC-21	0.692 ^b	0.826 ^a	0.776 ^a	0.161	0.200	1.45	0.281	12.79	0.002	0.0198
12. ENE-22	0.765 ^a	0.857 ^a	0.788 ^a	0.230	0.187	7.36	0.024	1.18	0.369	0.0441

EEEM = Error Estándar Estimado de la Media. ** Medias de la fracción del mantillo remanente con la misma letra no son estadísticamente diferentes ($p > 0.05$) de acuerdo a la prueba *HDS* de *Tukey*.

En la Figura 2 se presenta la dinámica de la fracción del mantillo remanente para los tres ecosistemas durante el periodo de estudio. En las primeras tres fechas (FEB-21 a ABR-21), la fracción remanente del mantillo fluctuó de 0.913 (ecosistema de pino-encino) a 0.958 (ecosistema de encino). Entre ABR-21 y DIC-21, la fracción del mantillo remanente en el ecosistema de pino disminuyó gradualmente hasta 0.83 %, mientras que en los ecosistemas pino-encino y encino dicha fracción fue de 0.78 % y 0.69 %, respectivamente; la descomposición fue más notoria en el ecosistema de encino. Con respecto a la última fecha de recolecta (ENE-22), se observó un ligero aumento en la fracción remanente del mantillo en los tres ecosistemas, que de acuerdo con Pinos *et al.* (2017), este fenómeno sucede debido a las condiciones climáticas particulares que se desarrollan durante el proceso de descomposición, las

cuales actúan de manera directa retardando o aumentando el proceso. En este mismo sentido, von Arx *et al.* (2012) aseguran que el proceso de descomposición es fuertemente influenciado por características del clima como humedad, temperatura y precipitación que inciden de manera activa retardando la descomposición durante periodos de tiempo específicos, e incluso lo detienen.



Cada valor graficado representa la media de n_{ij} observaciones del ecosistema i en la fecha de muestreo j , con $i = 1, 2, 3$; $j = 1, \dots, 12 \pm$ Error típico de la media.

Figura 2. Fracción del mantillo remanente de los tres tipos de ecosistemas.

Los resultados del presente estudio son congruentes con la investigación realizada por Xuluc-Tolosa *et al.* (2003), pero difieren de lo documentado por Torres *et al.* (2018), quienes indican que la tasa de descomposición en los primeros meses es mayor y después la pendiente se vuelve más lenta y se reduce significativamente, lo cual responde en gran medida al tipo de ecosistema estudiado; la rápida pérdida de

masa en el primer periodo se asocia a la baja presencia de taninos y nitrógeno que se liberan durante el proceso de descomposición de especies asociadas a manglares. Por el contrario, los ecosistemas forestales templados pueden presentar un proceso de descomposición lento en la primera fase debido a la composición química de las acículas de los pinos (Moreno *et al.*, 2018).

Rivera *et al.* (2013) señalan que la primera etapa es controlada por la fragmentación que realiza la fauna edáfica y se relaciona con los compuestos solubles en agua, mientras que la segunda etapa tiene una relación más directa con el contenido de lignina presente en el mantillo, lo cual provoca que la descomposición sea más lenta. Lo anterior puede explicar las diferencias en la descomposición del mantillo en el ecosistema de pino, que fue más lenta, con respecto a la degradación de la hojarasca del ecosistema de encino (Figura 2).

Estos razonamientos permiten suponer diferencias en la composición química entre los mantillos de los ecosistemas estudiados. Al respecto, Bruno-Eutimio *et al.* (2022) documentan que la composición química del mantillo es un factor determinante que se refleja durante el proceso de descomposición. En ese mismo sentido, Avendaño-Yáñez *et al.* (2020) y Berg y McClaugherty (2020) concluyen que las diferencias observadas durante el proceso de descomposición se asocian al tipo de hojarasca y su composición química, lo que puede pausar o impulsar el proceso en diferentes ecosistemas. El porcentaje de descomposición del mantillo al final del estudio fue de 14 % para el ecosistema de pino, 22 % para el de pino-encino y 23 % para el de encino.

De acuerdo con los resultados de Rodríguez *et al.* (2019), la pérdida de la fracción del mantillo remanente para los ecosistemas de pino, encino y pino-encino fue de 17, 27 y 23 %, respectivamente, los cuales coinciden con los intervalos observados en el presente estudio, por lo que el proceso de descomposición en ecosistemas de pino, encino y pino-encino sigue una tendencia, aun cuando

dichos ecosistemas se sitúen en diferentes zonas, con distintos tipos de suelo y características particulares, además estas similitudes pueden explicarse a escala local por la composición química del mantillo típica de los bosques mixtos, los cuales generalmente tienen baja fertilidad (Reed *et al.*, 2012).

De acuerdo con la investigación desarrollada por Soong *et al.* (2015) bajo condiciones de laboratorio en la Universidad Estatal de Colorado, las pérdidas de la fracción del mantillo para pino (*Pinus ponderosa* P. Lawson & C. Lawson) es de 28 % y para encino (*Quercus macrocarpa* Michx.) de 58 %, con una mayor descomposición en comparación con los resultados de la presente investigación para el encino, resultados que se asocian a diversos factores que actúan pasivamente en el proceso de descomposición, por ejemplo: factores químicos y bióticos que tienen un papel fundamental en el comportamiento de la pérdida de masa del mantillo, aun cuando se trate de especies del mismo género (Bangroo *et al.*, 2017).

Un factor importante que se debe considerar en los estudios de descomposición del mantillo es el tiempo para evaluar el proceso de pérdida de masa, asociado principalmente a los ecosistemas forestales, tal como lo sugiere Prescott (2005) quien indica que los patrones de descomposición pueden modificarse en experimentos de larga duración, ya que el porcentaje de descomposición del mantillo a largo plazo alcanza una desintegración mayor y con ello se logra una mejor comprensión del proceso. En este sentido, Horodecki y Jagodziński (2019) documentan que para comprender procesos como la mineralización y humificación es necesario analizar por completo el proceso, lo que deriva en una comprensión más precisa de la liberación de nutrientes.

El periodo de estudio de la presente investigación fue de un año, considerado como el conveniente para especies de climas templados asociadas a ecosistemas forestales (Edwards, 1977; Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial, 2009; López-Hernández *et al.*, 2018), el cual comparado con otros estudios en ecosistemas de

climas tropicales es suficiente para estabilizar el proceso de descomposición. Por ejemplo, Oliveira *et al.* (2019) solo analizaron la descomposición de la hojarasca en un periodo de 136 días para *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. D. Webster, y concluyen que la masa residual del mantillo después de un día de descomposición se suma a la masa del mantillo recién depositada que sigue descomponiéndose día tras día, por lo que es un proceso continuo que requiere estudiarse en intervalos de tiempo continuos. Rivera *et al.* (2013) estudiaron el proceso de desintegración de la materia orgánica en un ecosistema templado en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote durante 223 días, en el cual incluyeron varias especies, entre ellas: *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb., *Salix bonplandiana* Kunth, *Cecropia peltata* L., *Heliocarpus appendiculatus* Turcz. y *Mastichodendron capiri* (A. DC.) Cronquist. El factor más determinante en el proceso de descomposición fue la edad de los individuos. Tapia-Coronado *et al.* (2022) en 210 días analizaron el comportamiento de la descomposición de hojarasca de especies forestales [*Gmelina arborea* Roxb. ex Sm., *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. y *Acacia mangium* Willd.] en sistemas silvopastoriles de clima seco tropical, cuyo proceso de descomposición es similar al del presente trabajo, con una pérdida de material inicial rápida que favorece la liberación activa de nutrientes, para después volverse un proceso más lento. Zhang *et al.* (2008) observaron que las variaciones en las tasas de descomposición del mantillo se deben, principalmente, a las diferencias en la calidad de la hojarasca, los diversos microclimas, el tipo y la composición de la comunidad microbiana y las propiedades del suelo, entre los cuales destaca la calidad del mantillo como el principal factor en el proceso de descomposición.

En general, los bosques latifoliados en donde las precipitaciones y temperaturas son altas, el proceso de descomposición suele ser más acelerado que aquellos ecosistemas en los que la temperatura y precipitación son menores, por ejemplo, los bosques de coníferas. Asimismo, otro factor determinante es la acidez de los suelos en los bosques de coníferas, que al ser más ácidos respecto a otros

ecosistemas, por ejemplo los pastizales, limita las actividades microbianas y por tanto disminuyen el proceso de descomposición del mantillo (Gholz *et al.*, 2000).

Modelos de descomposición del mantillo

En lo que respecta a los valores de los estadísticos de ajuste de los cuatro modelos de descomposición evaluados, se describen en el Cuadro 2; se observa que el Coeficiente de determinación presentó una fluctuación de 0.455 a 0.719, valores relativamente más bajos en relación con los documentados por Moreno *et al.* (2018) en ecosistemas mixtos (0.965 a 0.069), y Rodríguez *et al.* (2019) quienes refieren para este estadístico un intervalo entre 0.577 y 0.899 en ecosistemas forestales del norte del país.

Cuadro 2. Modelos de regresión ajustados para la estimación de la fracción del mantillo remanente durante el periodo de estudio para los tres tipos de ecosistemas.

Modelo	Ecosistema	Coeficiente estimado			Intervalos del 95 % de confianza			Estadísticos		
		β_0	LI β_0	LS β_0	β_1	LI β_1	LS β_1	R^2	RCME	Coeficiente de Pearson
Exponencial	Encino	1.017	0.983	1.051	0.352	0.290	0.414	0.71	0.054	0.843
	Pino	0.961	0.946	0.976	0.128	0.101	0.156	0.621	0.026	0.788
	Pino-Encino	0.946	0.926	0.967	0.180	0.141	0.220	0.617	0.034	0.785
Línea simple	Encino	1.009	0.979	1.039	-0.303	-0.354	-0.252	0.719	0.053	0.848
	Pino	0.960	0.946	0.975	-0.116	-0.141	-0.092	0.626	0.025	0.791
	Pino-Encino	0.944	0.924	0.963	-0.156	-0.190	-0.123	0.62	0.034	0.788
Logarítmico	Encino	-0.276	-0.312	-0.24	-0.126	-0.157	-0.094	0.537	0.085	0.733
	Pino	-0.144	-0.158	-0.13	-0.044	-0.056	-0.031	0.462	0.034	0.680
	Pino-Encino	-0.203	-0.224	-0.183	-0.063	-0.081	-0.045	0.489	0.047	0.699
Potencia	Encino	0.770	0.744	0.797	-0.112	-0.140	-0.084	0.543	0.068	0.737
	Pino	0.867	0.854	0.880	-0.042	-0.054	-0.029	0.455	0.031	0.675
	Pino-Encino	0.819	0.802	0.836	-0.059	-0.076	-0.042	0.485	0.04	0.696

β_0 y β_1 = Coeficientes del modelo; LI y LS = Límite inferior y superior de los coeficientes del modelo, respectivamente; R^2 = Coeficiente de determinación; $RCME$ = Raíz del cuadrado medio del error.

Los valores obtenidos del ajuste de los modelos en los tres ecosistemas bajo estudio para el Coeficiente de correlación variaron de 0.675 a 0.848, los cuales son bajos en comparación con los citados por Del Valle-Arango (2003) con 0.966, e Ibarra *et al.* (2011) con 0.946. El Modelo exponencial negativo simple (Olson, 1963) presentó un buen ajuste de acuerdo con el Coeficiente de determinación, el cual fluctuó de 0.617 (ecosistema de pino-encino) a 0.710 (ecosistema de encino). El Coeficiente de correlación de *Pearson* se distribuyó entre 0.785 y 0.843. Este modelo es el más usado para describir la tasa de descomposición del mantillo (Swift *et al.*, 1981; Burghouts *et al.*, 1998; Gama-Rodrigues *et al.*, 2003; Tapia-Coronado *et al.*, 2022).

Al Modelo lineal simple correspondió un Coeficiente de determinación (R^2) de 0.620 (ecosistema de pino-encino) a 0.719 (ecosistema de encino). Respecto a los modelos logarítmico y potencia, presentaron coeficientes de determinación bajos (0.462 a 0.543), con respecto a los modelos exponencial y lineal simple.

Tasa de descomposición

La velocidad de descomposición (constante k) del mantillo dada por los modelos exponencial y lineal simple, los cuales se consideraron como referencia con base en los valores más altos de los coeficientes de determinación, se presentan en el Cuadro 2; se observa que dicha constante para los tres ecosistemas fue de 0.352, 0.180 y 0.128, respectivamente, a partir de los cuales se estimó el tiempo teórico

requerido para que se degrade 25, 50 y 75 % del mantillo. Los valores estimados, de acuerdo con el modelo propuesto por Olson (1963) fueron de 0.866 (ecosistema de encino) hasta 10.455 años (ecosistema de pino) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Tiempo estimado (años) para desintegrar el 25 % ($t_{0.25}$), 50 % ($t_{0.5}$) y 75 % ($t_{0.75}$) del mantillo en los tres tipos de ecosistemas.

Modelo	PD	Ecosistemas								
		Encino			Pino			Pino-Encino		
		Estimación	LI	LS	Estimación	LI	LS	Estimación	LI	LS
Exponencial	25	0.866	0.656	0.934	1.929	1.690	2.294	1.289	1.156	1.494
	50	2.018	1.635	2.330	5.076	4.285	6.291	3.534	2.997	4.368
	75	3.985	3.309	4.717	10.455	8.721	13.123	7.370	6.144	9.281
Lineal Simple	25	0.854	0.646	1.147	1.803	1.389	2.434	1.240	0.918	1.739
	50	1.678	1.351	2.138	3.942	3.159	5.137	2.835	2.230	3.772
	75	2.503	2.056	3.130	6.080	4.928	7.840	4.430	3.542	5.805

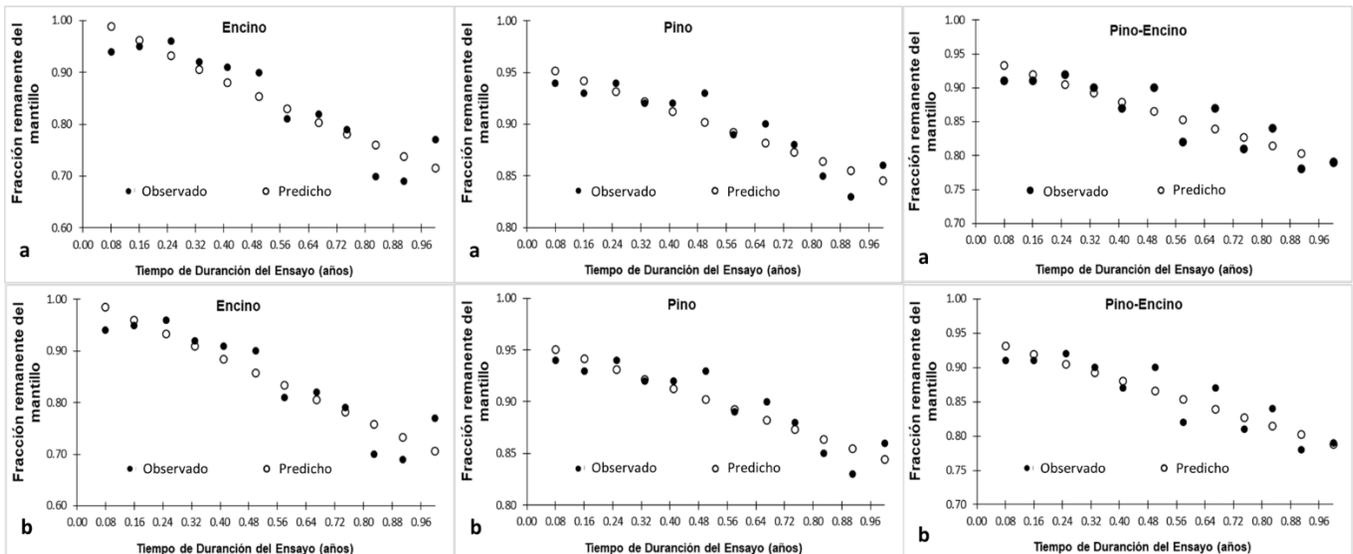
PD = Porcentaje de descomposición; LI = Límite Inferior; LS = Límite Superior.

Ambos límites con un intervalo de 95 % de confianza.

En relación a los valores de la constante de descomposición (k) del Modelo lineal simple, variaron de -0.116 (ecosistema de pino-encino) hasta -0.303 (ecosistema de encino) (Cuadro 2). En lo referente a las estimaciones del tiempo necesario para degradar el mantillo 25, 50 y 75 %, fluctuó de 0.854 (ecosistema de encino) hasta 6.080 años (ecosistema de pino) (Cuadro 3). Estos resultados indican, de manera general, que la estimación de la descomposición del mantillo es mayor con el modelo de *Olson* respecto a cuando se utiliza el Modelo lineal simple, ya que los tiempos promedios de descomposición son más altos. Cabe puntualizar que los tiempos de descomposición del mantillo a 25, 50 y 75 % en ambos modelos, deben de considerarse con reserva, ya que las condiciones ambientales, tanto bióticas como abióticas y químicas, no se mantienen constantes.

En este sentido, Tresch *et al.* (2019) señalan que el proceso está influenciado por las condiciones ambientales de cada sitio, las cuales modifican las tasas de descomposición; Correa-Araneda *et al.* (2020) hacen referencia a que las condiciones ambientales que predominan en intervalos de tiempo específicos, controlan la descomposición a través de diversos procesos directos e indirectos que rara vez son constantes, por ejemplo, Bölscher *et al.* (2020) mencionan que las altas temperaturas y las precipitaciones facilitan la acidificación del suelo, lo que probablemente aumente la presencia de agentes descomponedores, y por ende las actividades microbianas, las que pueden ser alteradas por fenómenos climáticos extraordinarios, y en consecuencia se modifican las tasas de descomposición.

En la Figura 3, se ilustra la dispersión de los datos (observados y predichos) de la fracción remanente del mantillo considerando el Modelo exponencial y el Modelo lineal simple durante el periodo de estudio en los tres ecosistemas forestales de clima templado.



a = Valores predichos obtenidos con referencia al Modelo exponencial para cada ecosistema bajo estudio; b= Valores predichos obtenidos con referencia al Modelo

lineal simple para cada ecosistema bajo estudio.

Figura 3. Valores observados y predichos de la descomposición del mantillo durante el tiempo (año) del ensayo en cada ecosistema.

Los valores de k en comparación con los obtenidos para otros ecosistemas parecen bajos. Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009) registraron en bosques de pino-encino, pino y encino una constante k de 1.40, 1.44 y 1.74, respectivamente, en tanto que Rivera *et al.* (2013) estimaron que para degradar 50 y 99 % del mantillo en selva baja caducifolia, el tiempo requerido es de 75.9 y 504.3 días, respectivamente. Tapia-Coronado *et al.* (2022) documentaron que la tasa de descomposición para especies forestales es más acelerada en comparación con la de gramíneas, con valores de k de 1.77, lo cual permite inferir que la velocidad de descomposición del mantillo está influenciada por la composición de especies vegetales y su distribución (Peña-Peña e Irmler, 2016; Djukic *et al.*, 2018). En el presente estudio no se consideró el análisis químico de los componentes del mantillo, por lo que es posible asumir que las diferencias en los valores de la Constante de descomposición (k) entre los ecosistemas estudiados dependa directamente de la composición de especies y la etapa sucesional de los ecosistemas, como lo indican Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009). Por otra parte, los componentes nutricionales y estructurales del mantillo son factores que actúan de manera directa en las tasas de descomposición y explican sus diferencias, aun cuando estas no suelen estudiarse (Berg y McLaugherty, 2020).

Conclusiones

El proceso de descomposición del mantillo en los tres ecosistemas fue diferente

durante el periodo experimental. El ecosistema de pino presenta el menor porcentaje (14 %) de descomposición con respecto al de encino (23 %) y pino-encino (22 %), lo cual sugiere que la calidad del material orgánico tiene una relación directa en el proceso. En el ecosistema de encino la descomposición más acelerada implica una liberación más rápida de nutrientes, por consiguiente, una mejor calidad. Además, la composición de especies tiene un papel fundamental, aunque la composición química de la hojarasca y los factores ambientales son los principales reguladores. La distribución y composición de especies son factores que inciden en el aporte del material orgánico.

Dadas las condiciones de los ecosistemas estudiados, los modelos con mejor ajuste para predecir la descomposición del mantillo son el exponencial y lineal simple.

En cuanto a la tasa de descomposiciones estimada para los tres ecosistemas, el tiempo requerido presenta una diferencia para todos los porcentajes de descomposición de acuerdo con los modelos de referencia. Con base en el Modelo exponencial, al ecosistema de encino corresponde el menor tiempo (0.866 años), seguido de pino-encino (1.156 años) y pino (1.929 años), estos resultados se deben, en parte, a la composición química del material recalcitrante. Respecto a las tasas de descomposición estimadas con el Modelo lineal simple, en el ecosistema de pino se necesita mayor tiempo debido a la presencia de sustancias químicas en las acículas de pino.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (Conahcyt) por el financiamiento otorgado a través del Fondo Sectorial de Investigación para la Educación, de los proyectos con clave A1-S-44878 y 250732, de los cuales se deriva la presente investigación, y por el apoyo para llevar a cabo los estudios de doctorado del primer autor. Se agradece el apoyo invaluable de la

TQL. Elsa Dolores González Serna.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

César Gerardo Ramos Hernández: desarrollo de la investigación, análisis de datos y redacción del manuscrito; Juan Manuel López Hernández: planeación y desarrollo de la investigación y toma de datos en campo; Marco Vinicio Gómez Meza: análisis de datos y revisión del manuscrito; Israel Cantú Silva: diseño experimental y revisión del manuscrito; María Inés Yáñez Díaz: revisión del manuscrito; Wibke Himmelsbash: diseño experimental y revisión del manuscrito; Humberto González Rodríguez: planeación y desarrollo de la investigación, selección del área de estudio y revisión del manuscrito.

Referencias

- Arellano, R., J. Paolini, L. Vazquez y E. Mora. 2004. Producción y descomposición de hojarasca en tres agroecosistemas de café en el estado Trujillo, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 48(1):7-14. <http://www.saber.ula.ve/bitstream/handle/123456789/24308/articulo1.pdf?sequence=2&isAllowed=y>. (6 de febrero de 2023).
- Avendaño-Yáñez, M. L., S. Quiroz-Martínez, S. Pérez-Elizalde and S. López-Ortiz. 2020. Litterfall from tropical dry forest trees scattered in pastures. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 26(3):409-418. Doi:

10.5154/r.rchscfa.2019.12.092.

Bangroo, S. A., G. R. Najar and A. Rasool. 2017. Effect of altitude and aspect on soil organic carbon and nitrogen stocks in the Himalayan Mawer Forest Range. *Catena* 158:63-68. Doi: 10.1016/j.catena.2017.06.017.

Berg, B. and C. McClaugherty. 2020. *Plant Litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Springer Nature. Cham, ZG, Switzerland. 332 p.

Bocock, K. L. and O. J. W. Gilbert. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* 9:179-185. Doi: 10.1007/BF01398924.

Bohara, M., R. K. P. Yadav, W. Dong, J. Cao and C. Hu. 2019. Nutrient and isotopic dynamics of litter decomposition from different land uses in naturally restoring Taihang Mountain, North China. *Sustainability* 11(6):1752. Doi: 10.3390/su11061752.

Bölscher, T., G. I. Ågren and A. M. Herrmann. 2020. Land-use alters the temperature response of microbial carbon-use efficiency in soils –a consumption-based approach. *Soil Biology and Biochemistry* 140:107639. Doi: 10.1016/j.soilbio.2019.107639.

Bruno-Eutimio, D. I., M. de la L. Avendaño-Yáñez, Y. Perroni, J. Salinas-Ruíz, M. de la C. Vargas-Mendoza y S. López-Ortiz. 2022. Descomposición y liberación de nutrientes de la hojarasca de árboles en pastizales. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 9(3):e3205. Doi: 10.19136/era.a9n3.3205.

Burghouts, T. B. A., N. M. Van Straalen and L. A. Bruijnzeel. 1998. Spatial heterogeneity of element and litter turnover in a Bornean rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 14(4):477-506. Doi: 10.1017/S0266467498000352.

Castellanos B., J. y J. D. León P. 2010. Caída de hojarasca y dinámica de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (mimosaceae) de Antioquia, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 15(2):289-308.

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2010000200020. (14 de febrero de 2023).

- Cornelissen, J. H. C. 1996. An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology* 84(4):573-582. Doi: 10.2307/2261479.
- Correa-Araneda, F., A. M. Tonin, J. Pérez, K. Álvarez, ... and L. Boyero. 2020. Extreme climate events can slow down litter breakdown in streams. *Aquatic Sciences* 82(2):1-7. Doi: 10.1007/s00027-020-0701-9.
- Crespo, G. 2015. Factors influencing on nutrient recycling in permanent grasslands and development of their modeling. *Cuban Journal of Agricultural Science* 49(1):1-10. <http://scielo.sld.cu/pdf/cjas/v49n1/cjas01115.pdf>. (4 de febrero de 2023).
- Del Valle-Arango, J. I. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico Colombiano. *Interciencia* 28(3):148-153. http://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S0378-18442003000300006&script=sci_abstract. (31 de enero de 2023).
- Djukic, I., S. Kapfer-Rojas, I. Kappel S., K. Steenberg L., ... and K. Verheyen. 2018. Early stage litter decomposition across biomes. *Science of the Total Environment* 628-629:1369-1394. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.012.
- Edwards, P. J. 1977. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea: II. The Production and Disappearance of Litter. *Journal of Ecology* 65(3):971-992. Doi: 10.2307/2259388.
- Gama-Rodrigues, A. C., N. F. Barros e M. L. Santos. 2003. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo* 27(6):1021-1031. Doi: 10.1590/S0100-06832003000600006.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. Coyoacán, México D. F., México. 98 p.
- Gaspar-Santos, E. S., M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y J. D. Álvarez-Solis. 2015. Acumulación y descomposición de hojarasca en bosques secundarios

del sur de la Sierra Madre de Chiapas, México. *Bosque* 36(3):467-480. Doi: 10.4067/S0717-92002015000300013.

Gholz, H. L., D. A. Wedin, S. M. Smitherman, M. E. Harmon and W. J. Parton. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6(7):751-765. Doi: 10.1046/j.1365-2486.2000.00349.x.

Horodecki, P. and A. M. Jagodziński. 2019. Site type effect on litter decomposition rates: A three-year comparison of decomposition process between spoil heap and forest sites. *Forests* 10(4):353. Doi: 10.3390/f10040353.

Ibarra, M., J. Caldentey y A. Promis. 2011. Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. *Bosque* 32(3):227-233. Doi: 10.4067/S0717-92002011000300004.

International Business Machines (IBM). 2016. Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) V22.0. IBM Inc. Chicago, IL, United States of America.

Liu, C., B. Berg, W. Kutsch, C. J. Westman, ... and X. Chen. 2006. Leaf litter nitrogen concentration as related to climatic factors in Eurasian forests. *Global Ecology and Biogeography* 15(5):438-444. Doi: 10.1111/j.1466-822X.2006.00251.x.

Liu, C., C. J. Westman, B. Berg, W. Kutsch, ... and H. Ilvesniemi. 2004. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography* 13(2):105-114. Doi: 10.1111/j.1466-822X.2004.00072.x.

López-Hernández, J. M., J. J. Corral-Rivas, H. González-Rodríguez, T. G. Domínguez-Gómez, M. V. Gómez-Meza e I. Cantú-Silva. 2018. Depósito y descomposición de hojarasca de *Pinus cooperi* C. E. Blanco en El Salto, Durango, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(50):201-222. Doi: 10.29298/rmcf.v9i50.249.

Martínez-Atencia, J., J. C. Loaiza-Usuga, N. W. Osorio-Vega, G. Correa-Londoño and

- María Casamitjana-Causa. 2020. Leaf litter decomposition in diverse silvopastoral systems in a neotropical environment. *Journal of Sustainable Forestry* 39(7):710-729. Doi: 10.1080/10549811.2020.1723112.
- Moreno V., M. E., T. G. Domínguez G., M. del S. Alvarado, J. G. Colín, S. Corral R. and H. González R. 2018. Contribution and decomposition of leaf litter in temperate forests of the *El Salto* region, *Durango*. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(47):70-85. Doi: 10.29298/rmcf.v9i47.180.
- Oliveira R, I., C. de Paula R., J. Marques P., R. de Oliveira M., ... and R. M. Boddey. 2019. Deposition and decomposition of litter in periods of grazing and rest of a tropical pasture under rotational grazing. *Ciência Rural* 49(12):e20190266. Doi: 10.1590/0103-8478cr20190266.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44(2):322-331. Doi: 10.2307/1932179.
- Ott, L. 2001. An introduction to statistical methods and data analysis. Duxbury Press. Pacific Grove, CA, United States of America. 1152 p.
- Pando-Moreno, M., D. Mendoza-Aguilar, G. Cuéllar-Rodríguez y E. Jurado. 2018. Descomposición de la hojarasca del Matorral Espinoso Tamaulipeco y de una especie vegetal introducida. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(50):174-200. Doi: 10.29298/rmcf.v9i50.235.
- Peña-Peña, K. and U. Irmeler. 2016. Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. *Applied Soil Ecology* 107:124-133. Doi: 10.1016/j.apsoil.2016.05.007.
- Pérez-Vázquez, Z. R., G. Ángeles-Pérez, B. Chávez-Vergara, J. R. Valdez-Lazalde y M. E. Ramírez-Guzmán. 2021. Enfoque espacial para modelación de carbono en el mantillo de bosques bajo manejo forestal maderable. *Madera y Bosques* 27(1):e2712122. Doi: 10.21829/myb.2021.2712122.
- Pinos, J., A. Studholme, A. Carabajo and C. Gracia. 2017. Leaf litterfall and decomposition of *Polylepis reticulata* in the treeline of the Ecuadorian Andes.

Mountain Research and Development 37(1):87-96. Doi: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00004.1.

Prescott, C. E. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220(1-3):66-74. Doi: 10.1016/j.foreco.2005.08.005.

Reed, S. C., A. R. Townsend, E. A. Davidson and C. C. Cleveland. 2012. Stoichiometric patterns in foliar nutrient resorption across multiple scales. *New Phytologist* 196(1):173-180. Doi: 10.1111/j.1469-8137.2012.04249.x.

Rivera V., R., L. Soto P., C. A. Núñez C., B. De Jung, M. G. Hernández R. y J. A. B. Ordóñez D. 2013. Producción y tasa de descomposición de hojarasca en Acahual de selva caducifolia en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(20):20-31. Doi: 10.29298/rmcf.v4i20.367.

Rocha-Loredo, A. G. y N. Ramírez-Marcial. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 84:1-12. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-21282009000100001&lng=es&tling=es. (17 de febrero de 2023).

Rodríguez B., P. C., H. González R., I. Cantú S., M. Pando M., ... y J. Lazcano C. 2019. Modelos de degradación de la hojarasca en bosques de encino y de pino en Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 10(55):39-55. Doi: 10.29298/rmcf.v10i55.548.

Sayer, E. J., C. Rodtassana, M. Sheldrake, L. M. Bréchet, ... and E. V. J. Tanner. 2020. Revisiting nutrient cycling by litterfall-Insights from 15 years of litter manipulation in old-growth lowland tropical forest. In: Dumbrell, A. J., E. C. Turner and T. M. Fayle (Edits.). *Advances in Ecological Research* 62. Elsevier Ltd. London, LND, United Kingdom. pp. 173-223.

Soong, J. L., W. J. Parton, F. Calderon, E. E. Campbell and M. F. Cotrufo. 2015. A new conceptual model on the fate and controls of fresh and pyrolyzed plant litter

- decomposition. *Biogeochemistry* 124(1-3):27-44. Doi: 10.1007/s10533-015-0079-2.
- Steel, R. G. D. and J. H. Torrie. 1980. Principles and procedures of statistics. A biometrical approach. McGraw-Hill. New York, NY, United States of America. 633 p.
- Swift, M. J., A. Russell-Smith and T. J. Perfect. 1981. Decomposition and mineral-nutrient dynamics of plant litter in a regenerating bush-fallow in the sub-humid tropics Nigeria. *Journal of Ecology* 69(3):981-995. Doi: 10.2307/2259649.
- Tapia, J. y J. Návar. 2011. Ajuste de modelos de volumen y funciones de ahusamiento para *Pinus pseudostrobus* Lindl. en bosques de pino de la Sierra Madre Oriental de Nuevo León, México. *Foresta Veracruzana* 13(2):19-28. <https://www.redalyc.org/pdf/497/49721457004.pdf>. (8 de julio de 2023).
- Tapia-Coronado, J. J., J. L. Contreras, J. Martínez-Atencia, L. López y J. L. Rodríguez. 2022. Producción y descomposición de hojarasca de especies forestales en sistemas silvopastoriles, Valle del Sinú, Colombia. *Agronomía Mesoamericana* 34(1):49781. Doi: 10.15517/am.v34i1.49781.
- Torres V., J. R., D. Infante-Mata, A. J. Sánchez, A. Espinoza-Tenorio and E. Barba. 2018. Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecoacán, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical* 66(2):892-907. Doi: 10.15517/rbt.v66i2.33421.
- Tresch, S., D. Frey, R. C. Le Bayon, A. Zanetta, ... and M. Moretti. 2019. Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens. *Science of the Total Environment* 658:1614-1629. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.235.
- von Arx, G., M. Dobbertin and M. Rebetez. 2012. Spatio-temporal effects of forest canopy on understory microclimate in a long-term experiment in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology* 166-167:144-155. Doi: 10.1016/j.agrformet.2012.07.018.
- Weltzin, J. F., J. K. Keller, S. D. Bridgham, J. Pastor, P. B. Allen and J. Chen. 2005.

Litter controls plant community composition in a northern fen. *Oikos* 110(3):537-546. Doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13718.x.

Xuluc-Tolosa, F. J., H. F. M. Vester, N. Ramírez-Marcial, J. Castellanos-Albores and D. Lawrence. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174(1-3):401-412. Doi: 10.1016/S0378-1127(02)00059-2.

Zhang, D., D. Hui, Y. Luo. and G. Zhou. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1(2):85-93. Doi: 10.1093/jpe/rtn002.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.