







Aporte de Nutrientes por Caída de Hojarasca en Ecosistemas Forestales Nutrient Input from Litterfall in Forest Ecosystems

César Gerardo Ramos-Hernández¹ , Juan Manuel López-Hernández² ,
Humberto González-Rodríguez^{1,3†} , Israel Cantú-Silva¹ ,
Marco Vinicio Gómez-Meza⁴  y María Inés Yáñez-Díaz¹ 

¹ Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. Carretera Nacional, No. 85, km 145, Apartado Postal 41. 67700 Linares, Nuevo León, México; (C.G.R.H), (H.G.R), (I.C.S), (M.I.Y.D).

[†] Autor para correspondencia: humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx

² Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Agronomía y Veterinaria. Carretera San Luis Potosí-Matehuala km 14.5. Ejido Palma de la Cruz 78321 Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí, México; (J.M.L.H).

³ Universidad Autónoma de Nuevo León, Dirección de Desarrollo Forestal. Carretera Nacional No. 85, km 145. 67700. Linares, Nuevo León, México; (H.G.R).

⁴ Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Economía. Av. Lázaro Cárdenas 4600 Ote. Unidad Mederos. 64930 Monterrey, Nuevo León, México; (M.V.G.M).

RESUMEN

En los ecosistemas forestales, la hojarasca desempeña un papel fundamental en la transferencia de nutrientes entre el sistema suelo-planta. El objetivo de este estudio fue analizar la caída de la hojarasca, el depósito y uso eficiente de macronutrientes en tres ecosistemas forestales (Pino, Encino y Pino-Encino) en Galena, Nuevo León en el noreste de México, bajo la hipótesis que cada comunidad vegetal presenta patrones diferentes debido a su estructura y diversidad. En cada ecosistema se establecieron diez colectores de 1 m² distribuidos al azar en parcelas de 2500 m² (50 m × 50 m). La colecta del material depositado se realizó en intervalos quincenales para obtener la representación mensual de la caída de hojarasca durante un período de 16 meses. Se realizaron análisis de concentración de nutrientes en la hojarasca y de las propiedades fisicoquímicas del suelo. El depósito de hojarasca seca fue mayor en el ecosistema de Pino (579.74 g m⁻² año⁻¹), seguido de Pino-Encino (486.40 g m⁻² año⁻¹) y Encino (362.49 g m⁻² año⁻¹). El orden del depósito de macronutrientes fue Ca > K > Mg > P, la mayor concentración de nutrientes fue en el ecosistema de Pino-Encino y la menor en el ecosistema de Pino. Respecto al uso eficiente, Mg y P mostraron ser los elementos menos disponibles en los tres ecosistemas ya que los valores fueron muy altos con respecto al Ca y K. Los resultados del mayor depósito de nutrientes no estuvieron ligados a la cantidad de hojarasca depositada, evidenciando que existen variaciones espaciales y temporales en la producción de hojarasca y depósito de nutrientes. Por tanto, la producción de hojarasca, el depósito de nutrientes y su uso eficiente dependen de la diversidad vegetal y composición química de la hojarasca de cada ecosistema, así como del clima y la fenología de las especies.

Palabras clave: diversidad, estructura, fisicoquímicas, pino.

SUMMARY

In forest ecosystems, litterfall plays a fundamental role in nutrient transfer within the plant-soil system. The objective of this study was to evaluate litterfall deposition, nutrient input and efficient use of the macronutrients in three forest ecosystems (Pine, Oak and Pine-Oak) in Galeana, Nuevo León, located in northeastern México, under the hypothesis that each plan community exhibits distinct patterns due to its structure and diversity. Ten litterfall traps of 1 m² were randomly placed in a 2500 m² plot (50 m × 50 m) in each forest ecosystem. The collections of deposited material were conducted biweekly to obtain a monthly representation of litterfall over a 16-month period. Litterfall was highest in the Pine ecosystem (579.74 g m⁻² year⁻¹), followed by Pine-Oak (486.40 g m⁻² year⁻¹) and Oak (362.49 g m⁻² year⁻¹) ecosystems.



Cita recomendada:

Ramos-Hernández, C. G., López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., & Yáñez-Díaz, M. I. (2025). Aporte de Nutrientes por Caída de Hojarasca en Ecosistemas Forestales. *Terra Latinoamericana*, 43, 1-17. e2187. <https://doi.org/10.28940/terra.v43i.2187>

Recibido: 9 de diciembre de 2024.
Aceptado: 19 de marzo de 2025.
Artículo. Volumen 43.
Septiembre de 2025.

Editor de Sección:
Dr. Luis Alonso Valdez Aguilar

Editor Técnico:
Dr. Gerardo Cruz Flores



Copyright: © 2025 by the authors.
Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

The order nutrient deposition was $Ca > K > Mg > P$, with the highest nutrient concentration found in the Pine-Oak ecosystem and the lowest in the Pine ecosystem. Regarding nutrient efficient use, Mg and P were identified as limiting elements in all three ecosystems, while Ca and K showed the highest concentrations in the litterfall. The results of the highest nutrition deposition were not related to the amount of leaf litterfall, evidencing spatial and temporal variation in leaf litter production and nutrient deposition. Therefore, the litterfall, nutrient production and their use efficiency depend on the plan diversity and chemical composition of litterfall in each ecosystem, as well as in climate and species phenology.

Index words: *diversity, structure, physicochemical, pine.*

INTRODUCCIÓN

La hojarasca representa la principal vía biológica de transferencia de nutrientes en el sistema suelo-planta en los ecosistemas forestales. La capa de hojarasca, formada por la caída y depósito de restos orgánicos procedentes del dosel de los árboles es consumida por la fauna edáfica, conformando una de las principales fuentes de energía y materia para las diferentes comunidades de organismos del suelo conectados por interacciones muy complejas (Bargali, Shukla, Singh, Ghosh y Lakhera, 2015). De acuerdo con López-Santiago *et al.* (2024) existe evidencia de que la hojarasca actúa como mantillo y reduce la evaporación, la escorrentía superficial y la erosión, protegiendo así la capa superficial del suelo, que contiene más carbono orgánico y otros nutrientes del suelo que otras capas del suelo. La relación entre la fauna edáfica y la hojarasca participa en el ciclo de los nutrientes conservando la fertilidad del suelo en los bosques, dando como resultado un adecuado funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos (Karki, Bargali y Bargali, 2021).

Sin embargo, la producción de hojarasca es diversa aun tratándose de ecosistemas muy similares. El depósito de los diversos componentes orgánicos suele presentar una variación permanente logrando ser espacialmente heterogénea. Las diferencias en la dinámica del depósito de hojarasca pueden ser explicado en parte por la variación en la diversidad, cantidad total y sus pautas relacionadas con los patrones estacionales de la caída en combinación con la variación estacional de la actividad biológica (Sari *et al.*, 2022). La acumulación de hojarasca en el suelo, como resultado de las actividades de los procesos primarios en los bosques, como la fotosíntesis y la descomposición, se considera una etapa crucial en la dinámica de los nutrientes a través del depósito de los compuestos orgánicos y la eficiencia de su desintegración. Ambos procesos permiten ayudar a entender qué tan bien los ecosistemas forestales pueden aportar nutrientes al suelo, lo que permite ver cómo aprovechan estos nutrientes para el desarrollo y crecimiento saludable de la vegetación (Barliza, Peláez y Campo, 2018).

En las características físicas y químicas del suelo, se encuentran propiedades como la textura, que define el tamaño y distribución de las partículas minerales; la estructura, que se refiere a la disposición y estabilidad de los agregados del suelo; el contenido de materia orgánica, que influye en la fertilidad y la capacidad de retención de humedad; el pH, que afecta la disponibilidad de nutrientes y la actividad biológica; la capacidad de intercambio catiónico, que determina la capacidad del suelo para retener y liberar nutrientes; y la salinidad, que puede influir en el desarrollo de las plantas (Brady y Weil, 2017). Estas características son determinantes para el ciclo de los nutrientes, la retención y disponibilidad de agua, el soporte a la actividad microbiana y la capacidad para sostener la vegetación, lo cual contribuye directamente a la estabilidad y productividad del ecosistema (Reicosky, 2018).

Por tanto, es fundamental conocer las características fisicoquímicas para determinar la calidad del suelo mediante la evaluación de sus propiedades y procesos biológicos, así como su relación con el funcionamiento adecuado del suelo como componente de un ecosistema saludable. Esto contribuye al desarrollo de la productividad biológica, al mantenimiento de la calidad ambiental y al fomento de la productividad vegetal y animal (Bai *et al.*, 2018; Bünemann *et al.*, 2018). Además, comprender la dinámica de los nutrientes y su relación con el depósito de hojarasca, en el sistema suelo-planta, conducirá a reconocer la importancia que tiene el suelo como un recurso vital para los ecosistemas forestales, fomentando la correcta gestión de este sistema, propiciando la protección y mejorando los servicios ambientales (Ramos-Hernández *et al.*, 2023). Por esta razón, en la presente investigación se analizó la caída de la hojarasca, el depósito de nutrientes y el uso eficiente de macronutrientes en tres ecosistemas forestales, bajo la hipótesis que de cada comunidad vegetal presenta patrones diferentes. Estos patrones pueden estar relacionados con factores como la composición florística de cada ecosistema, las características del suelo, las condiciones climáticas locales y los ciclos biológicos de las especies.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La investigación se desarrolló en el noreste de México, en el Ejido Pablillo, situado en el municipio de Galeana, Nuevo León (Figura 1). Se estudiaron ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino en un clima árido-templado (BSok(x')), caracterizado por ser un clima seco de tipo estepario, con lluvias que superan el 18% anual entre verano y el invierno, y con una temperatura media de alrededor de 20 °C, con variaciones que superan los 30 °C (García, 2004). El suelo dominante es de tipo Leptosol, según la Serie III del "Conjunto Nacional de Información Edafológica, escala 1: 250 000" de acuerdo al Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2013). La estructura vegetal predominante en la zona se compone de rodales mixtos de diversas especies de los géneros *Pinus* y *Quercus*, entre los que destaca *Pinus pseudostrobus* por su amplia distribución (Tapia y Nívar, 2011), que abarcan aproximadamente 12% de la superficie forestal de estado (González-Elizondo, González, Tena, Raucho y López, 2012).

Colecta y Preparación de Muestras de Hojarasca

Con el fin de cuantificar la producción de hojarasca, se situaron diez colectores distribuidos al azar dentro de parcelas experimentales previamente delimitadas de 2500 m² en cada ecosistema. Esta superficie se considera adecuada de acuerdo con López-Hernández *et al.* (2022) y González-Rodríguez *et al.* (2019), quienes determinaron que dicha área permite una representación confiable, garantizando la extrapolación de los datos a ecosistemas con condiciones similares. La elección de los sitios obedeció a diversos factores, entre los cuales destaca la presencia de especies típicas de los ecosistemas forestales de la región. Por tanto, se establecieron parcelas donde se levantaron datos dasométricos logrando identificar especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* que exhibieron valores altos de importancia ecológica (Ramos-Hernández, López, Cantú, Gómez y González, 2024). En el Cuadro 1 se muestran las coordenadas centrales referentes a la localización y la elevación de cada ecosistema, mientras que en el Cuadro 2 se describen las especies forestales más relevantes encontradas. La colecta del material depositado fue a intervalos quincenales con el fin de tener una estimación mensual de la cantidad de material durante 16 meses (septiembre de 2020 a diciembre de 2021). Los colectores fueron de 1.0 m², con marco biselado, hecho de madera y se colocaron a 50 cm sobre el suelo. El material colectado fue trasladado al Laboratorio de Química de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León en bolsas de papel con los datos de procedencia, para su posterior secado empleando una estufa de aire forzado marca Felisa®, Modelo FE-292AD, durante 72 horas a una temperatura de 70 °C

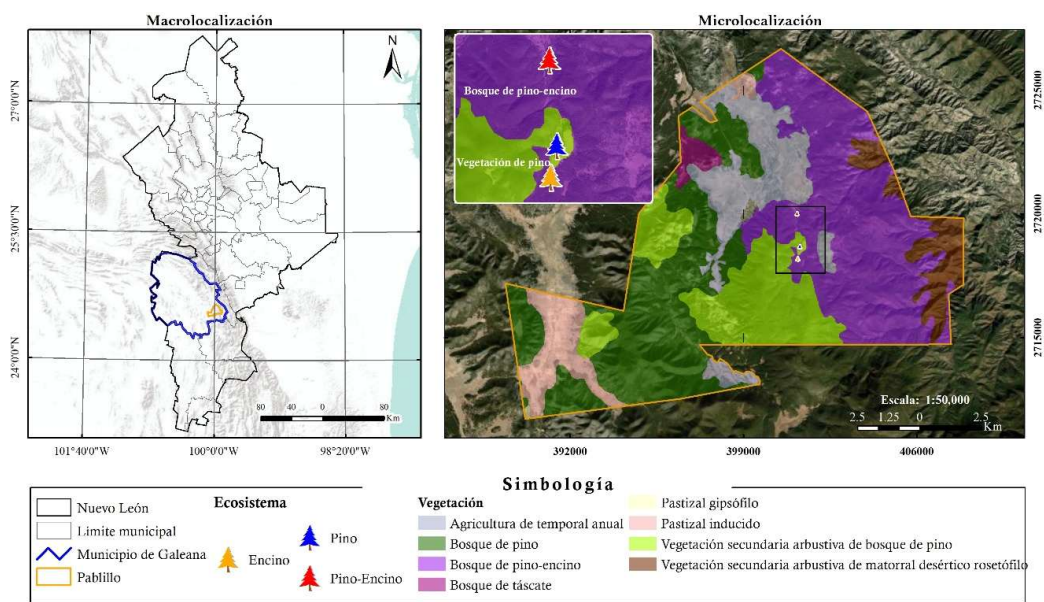


Figura 1. Áreas de estudio de los ecosistemas forestales en el "Ejido Pablillo", municipio de Galeana, Nuevo León.
Figure 1. Study area of forest ecosystems in "Ejido Pablillo," municipality of Galeana, Nuevo León.

Cuadro 1. Coordenadas centrales y elevación de cada ecosistema forestal.
Table 1. Central coordinates and elevation of each forest ecosystem.

Ecosistema	Coordenadas UTM-14N		Elevación metros de altitud
	X	Y	
Pino	401273.91	2718679.92	2313
Encino	401184.34	2718187.77	2236
Pino-Encino	401160.15	2720013.28	2160

(González-Rodríguez *et al.*, 2019). Posteriormente, las muestras secas se pesaron para obtener el peso seco (g), se determinó la producción mensual ($\text{g m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) y anual ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) de hojarasca mediante la sumatoria de los resultados de los diversos muestreos, empleando una balanza digital marca Sartorius (modelo Laboratory LC 620 S) con resolución de 0.001 g. Las muestras fueron trituradas mediante un molino Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus®, Modelo 3383) con una malla de apertura de 1.0 mm (número 60). El material resultante fue colocado en bolsas de tipo "Ziploc", las cuales fueron identificadas con los datos de procedencia, para su posterior análisis químico.

Análisis Químico de la Hojarasca

Los extractos de las muestras se prepararon conforme a las técnicas analíticas especificadas por la AOAC (2012). Se tomó una muestra de un gramo de cada repetición (colector), ecosistema y fecha de colecta para determinar el contenido de cada nutriente. Las muestras fueron incineradas en una mufla (Modelo FE-340, de la marca Felisa®), a una temperatura de 550 °C por un periodo de 3.5 horas. El material resultante (cenizas) se digirió

Cuadro 2. Especies forestales con mayor presencia por ecosistema.
Table 2. Forest species with highest presence by ecosystem.

Ecosistema	Especies	Número de individuos	Área de copa promedio por especie m ²
Pino	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	114	9.62
	<i>Pinus arizonica</i> Engelm	7	36.99
	<i>Juniperus pinchotii</i> var. <i>erythrocarpa</i>	72	2.82
	<i>Quercus microphylla</i> Née	4	0.14
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	3	0.09
Pino-Encino	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schtdl	2	91.28
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	2	31.37
	<i>Quercus laceyi</i> Small	4	135.25
	<i>Quercus polymorpha</i> Née	5	103.29
	<i>Juniperus pinchotii</i> var. <i>erythrocarpa</i>	81	0.89
Encino	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	5	0.01
	<i>Quercus laceyi</i> Kunth	19	46.37
	<i>Quercus polymorpha</i> Née	7	8.84
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	24	7.36
	<i>Juniperus pinchotii</i> var. <i>erythrocarpa</i>	9	0.25
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	7	0.04

en una solución de Ácido clorhídrico (10%, v/v) y Ácido nítrico (0.1%, v/v) basados en la técnica de digestión húmeda (Cherney, 2000). Las concentraciones de Calcio (Ca), Potasio (K) y Magnesio (Mg) se determinaron utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Perkin Elmer, Modelo PINAACLE 900F. El Fósforo (P) se determinó mediante el método del ácido fosfórico, que consiste en una reacción colorimétrica. Para ello, se preparó una solución de molibdato (60 g de $(\text{NH}_4)_6\text{M}_{07}\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ en 200 mL de agua destilada) y 1.455 g de tartrato doble de antimonio y potasio (Murphy y Riley, 1962). Las mediciones se realizaron a 880 nm utilizando un espectrofotómetro Perkin-Elmer, modelo Lambda 25, UV-Visible (AOAC, 2012). Para obtener el depósito de nutrientes (g del elemento por m^2), se obtuvo del producto de los valores de la deposición de hojarasca (g m^{-2}) multiplicado por la concentración de cada macromineral ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco), de acuerdo a la expresión siguiente (González-Rodríguez *et al.*, 2011):

$$\text{Depósito de nutriente (g m}^{-2}\text{)} = \text{Depósito de hojarasca (g m}^{-2}\text{)} \times \text{Concentración de nutriente (mg g}^{-1}\text{)} \quad (1)$$

Por otro lado, el uso eficiente de cada elemento se calculó a partir de la división del depósito anual de hojarasca entre el depósito anual de cada nutriente, según la fórmula propuesta por Vitousek (1982):

$$\text{Uso eficiente de nutriente} = \frac{\text{Depósito anual de hojarasca (g m}^{-2}\text{)}}{\text{Depósito anual del nutriente (g m}^{-2}\text{)}} \quad (2)$$

Colecta de Muestras y Análisis Físico y Químico del Suelo

Se recolectaron un total de 24 muestras compuestas en total del suelo, cuatro muestras de 0 a 20 cm y cuatro de 20 a 40 cm de profundidad en cada ecosistema. Las muestras se tamizaron a través de un tamiz de 2 mm y se secaron al aire libre. La determinación de los macronutrientes en el suelo se realizó de acuerdo con la metodología descrita en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (2002). Las concentraciones de elementos se midieron mediante un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Perkin Elmer, Modelo PINAACLE 900F.

Las propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo fueron determinadas mediante métodos estandarizados. La densidad aparente se midió con el método gravimétrico de Woerner (1989), el cual consiste en secar la muestra de suelo a temperatura constante hasta obtener masa seca y dividirla entre su volumen obtenido mediante el método del cilindro, lo que permite inferir la compactación del suelo y su capacidad de almacenamiento de agua y aire (Porta-Casanellas, López y Roquero, 1999). La textura del suelo se determinó mediante el método AS-09 de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (2002), la cual contiene la clasificación de acuerdo con el contenido de partículas de arena, limo y arcilla mediante análisis de sedimentación. Se pesaron 60 g de suelo y se les agregó 40 mL de agua oxigenada llevándolo hasta sequedad para eliminar la materia orgánica, posteriormente se adicionó agua hasta cubrir la superficie con una lámina de 2 cm, agregándole 5 mL de oxalato de sodio y 5 mL de metasilicato de sodio. Pasados 15 minutos las muestras fueron agitadas durante 5 minutos para enseguida ser vertidos en un cilindro de Bouyoucos, una vez que las muestras fueron vertidas en el cilindro se agregó agua destilada (1113 mL) con el hidrómetro dentro de la suspensión. Se agitaron las muestras de manera manual durante un minuto y se tomaron lecturas a los 40 segundos y después de 2 horas.

Para las propiedades químicas, el pH se evaluó mediante el método AS-03 de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (2002), en el cual se utilizó una solución de CaCl_2 (0.01 M). Se agregaron 10 g de suelo y 20 mL de la solución para obtener una solución suelo: solución de 1:2. Se dejó reposar durante 15 minutos durante los cuales se calibró el potenciómetro utilizando las soluciones reguladoras de pH de 4.0, 7.0 y 10.0. La conductividad eléctrica se midió preparando una suspensión de suelo-agua en una porción 1:5, según el método de Woerner (1989). Se pesaron 10 g de suelo fino seco y se añadieron 50 mL de agua destilada removiendo la suspensión de manera manual para dejar reposar y con la utilización de un conductímetro se efectuó la medición. Por último, el contenido de materia orgánica se estimó usando el método modificado de Walkley y Black pesando 0.5 g de suelo seco y se añadieron 25 mL de dicromato de potasio 0.07 M, mezclando para cubrir todo el suelo. Luego, se añadieron 25 mL de H_2SO_4 , se agitó por un minuto y se dejó reposar 30 minutos. Se incorporaron 15 mL de agua destilada, 10 mL de ácido fosfórico y 0.2 g de NaF (fluoruro de sodio). Finalmente, se agregó 0.5 mL de indicadores de ferroína y se tituló con sulfato ferroso 0.2 M hasta cambio de color de verde claro a rojo.

Análisis Estadísticos

Se llevaron a cabo análisis estadísticos de los valores mensuales y anuales relacionados con el depósito de nutrientes y hojarasca en cada ecosistema con el objetivo de evaluar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Para ello, se emplearon las pruebas de Kolmogorov-Smirnov con corrección de Lilliefors (Steel y Torrie, 1980) y Levene, respectivamente. Los datos mensuales del depósito de nutrientes y hojarasca en cada ecosistema no cumplieron dichos supuestos, lo que llevó a utilizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Ott, 1993). En contraste, los valores anuales del depósito de nutrientes y hojarasca sí mostraron normalidad, permitiendo su análisis mediante un análisis de varianza (ANOVA) bajo un diseño experimental completamente aleatorio. Tras rechazar la hipótesis de igualdad de medias, se realizaron comparaciones múltiples utilizando la prueba de Tukey con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS (Statistical Package for the Social Sciences), versión 22.0 para Windows (IBM SPSS Statistics, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Depósito de hojarasca

El depósito total de hojarasca no presentó diferencias significativas entre los ecosistemas de Pino y Pino-Encino, los cuales sí mostraron diferencias con respecto al ecosistema de Encino (Cuadro 3). El depósito de hojarasca entre ecosistemas varió de 362.49 g m⁻² año⁻¹ (ecosistema de Encino) a 579.74 g m⁻² año⁻¹ (ecosistema de Pino). De acuerdo con los patrones mensuales de caída de hojarasca en los tres ecosistemas forestales,

Cuadro 3. Depósito (g m⁻²) mensual y anual de hojarasca y estadísticos de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los ecosistemas forestales.

Table 3. Monthly (g m⁻²) and annual litterfall deposition and statistics of the Kruskal-Wallis test to detect significant differences among forest ecosystems.

Mes	Ecosistema forestal			Estadístico	
	Pino	Encino	Pino-Encino	χ^2	Valor p
Septiembre-20	48.6±9.4	9.0±1.3	22.5±4.8	17.159	<0.001
Octubre	22.9±3.7	6.8±1.2	20.6±4.2	15.174	<0.001
Noviembre	37.8±7.3	14.5±2.1	30.4±4.3	9.788	0.007
Diciembre	29.2±5.5	18.7±2.6	37.8±6.1	6.372	0.041
Enero-21	22.0±9.7	32.9±3.3	37.6±6.0	9.221	<0.001
Febrero	18.5±4.7	51.7±6.1	37.3±8.2	12.126	0.002
Marzo	43.6±8.5	60.6±6.3	42.8±7.3	5.041	0.008
Abril	44.7±5.6	15.2±1.7	16.9±2.6	17.228	<0.001
Mayo	101.0±17.1	58.0±9.3	104.6±28.9	9.147	0.010
Junio	13.8±1.6	11.1±1.7	16.5±4.1	2.578	0.276
Julio	15.0±1.9	5.4±0.8	14.7±4.1	11.925	0.003
Agosto	23.6±7.1	5.0±0.8	8.4±1.9	15.012	<0.001
Septiembre	31.1 ± 6.1	5.7±1.2	13.8±3.1	14.312	<0.001
Octubre	41.5±6.5	23.1±10.1	34.2±4.5	8.186	0.017
Noviembre	38.7±5.5	10.8±1.6	17.7±2.6	14.098	<0.001
Diciembre	47.7±8.0	33.8±3.9	30.4±6.6	2.364	0.307
Total (g m ⁻² año ⁻¹)	579.7±41.59 a	362.49±28.69 b	486.40±53.07 a		

Los valores de producción de hojarasca representan la media ± error estándar de la media (n = 10). Literales en superíndice diferentes dentro de cada columna son estadísticamente diferentes de acuerdo con la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$); los valores p en negritas ($P < 0.05$) representan diferencias significativas entre ecosistemas en el depósito de hojarasca.

Litter production values represent the mean ± standard error of the mean (n = 10). Different superscript letters within each column are statistically different according to Tukey's test ($\alpha = 0.05$); bold p-values ($P < 0.05$) represent significant differences among ecosystems in litter deposition.

se observó que el ecosistema de Pino presentó una mayor caída durante la mayoría de la duración del periodo experimental (Cuadro 3). Esto puede atribuirse a que las acículas de pino tienen un ciclo de vida más corto y su desfronde no sigue un patrón estacional. En contraste, el ecosistema de Encino muestra un mayor depósito entre finales de invierno y principios de la primavera, especialmente durante los meses de febrero a abril. Esto coincide con estudios que documentan un pico de caída en los meses de enero, febrero y marzo (An, Park, Chun y Osawa, 2017), superando durante este periodo a los ecosistemas de Pino y Pino-Encino.

No obstante, durante los demás meses de muestreo, el depósito de hojarasca disminuye y sigue una tendencia decreciente, lo que refuerza la idea de que la caída continua y estable de la hojarasca de pino resulta en una mayor acumulación anual. Según Giweta (2020), el patrón estacional de caída en los ecosistemas dominados por encinos se atribuye a la naturaleza caducifolia y semicaducifolia, lo que les permite adaptarse a las variaciones en la disponibilidad de recursos, preparándose para la brotación de nuevas hojas. Además, estas diferencias en el depósito de hojarasca entre ecosistemas pueden ser explicadas en parte por la arquitectura de la copa de los árboles y el desfronde continuo de los compuestos orgánicos (López-Hernández *et al.*, 2022).

Las características particulares de los diversos ecosistemas, como la composición florística y estructural de los bosques, influyen de manera directa en las tasas de producción de hojarasca (Nonghuloo *et al.*, 2020). Sin embargo, se ha documentado que los factores de mayor incidencia, los cuales actúan de manera continua sobre la caída de la hojarasca, son la temperatura y la precipitación. Una temperatura de 31.4 °C puede llegar a inducir un incremento en la caída de la hojarasca en comparación con una temperatura de 22.7 °C, mientras que precipitaciones de 191.55 mm que se presentan en la temporada de secas provocan una mayor caída de hojarasca en comparación con una lluvia anual de 1277 mm (Zhu *et al.*, 2019).

Las condiciones climáticas predominantes en cada área de estudio influyen en el depósito de hojarasca; la mayor caída de hojarasca generalmente se produce durante los meses con menor precipitación (González-Rodríguez *et al.*, 2018). Los máximos de deposición de la hojarasca se encuentran relacionados con bajas precipitaciones (Zhang, Yuan, Dong y Liu, 2014; Morffi-Mestre *et al.*, 2020), lo que induce a estrés hídrico causado por altas temperaturas y escasez de agua, provocando la abscisión de las hojas de mayor edad (Detto, Wright, Calderón y Muller, 2018). Por tanto, la cantidad y dinámica de la caída de hojarasca han sido reconocidas como una respuesta integrada en los bosques, y depende de la composición de especies, estructura y condiciones ambientales de cada ecosistema como principales agentes (Khanna, Fortmann, Meesenburg, Eichorn y Meiwes, 2009).

Las producciones de hojarasca observadas se encuentran dentro del intervalo citado para diversos estudios en ecosistemas forestales. Por ejemplo, Hernández-Merino, Manzanares, Cantú, López y González (2022), al estudiar la caída de hojarasca en un bosque de pino-encino en el noreste de México documentaron una producción anual de 466.77 g m⁻² año⁻¹. Jasińska, Sewerński y Puchałka (2020), reportaron que para un ecosistema de bosque de *Pinus sylvestris* el aporte promedio de hojarasca fue de 361.9 ± 34.2 g m⁻² año⁻¹ para un periodo de tres años (2013, 2016 y 2017) presentando sus aportes más significativos en primavera y verano. Pezzutti *et al.* (2023), informan que, para un ecosistema forestal, donde predomina *Pinus elliottii* Engelm., el aporte promedio fue de 261.0 g m⁻² año⁻¹, en donde los mayores depósitos fueron durante la primavera y verano, con un aporte de hojarasca más bajo en comparación con el rango observado en la presente investigación.

Las diferencias en el depósito de hojarasca observadas pueden explicarse debido a diversos factores, tanto ecológicos como climáticos que interactúan de manera activa. En primer lugar, las especies de pino y encino presentan diversas estrategias fenológicas que influyen de manera directa en la forma en que se desprenden de manera continua o estacional de la hojarasca. Por ejemplo, Pezzutti *et al.* (2023) mencionan que *Pinus elliottii* Engelm. mantiene una caída constante durante la mayoría de los meses del año, con sus principales aportes entre los meses de abril, mayo, junio y julio, lo que resulta en un incremento en el depósito de hojarasca en los ecosistemas forestales dominados por especies de este género.

Sin embargo, las diferencias entre ecosistemas similares suelen deberse a los factores climáticos locales que alteran la caída de hojarasca; zonas con altas temperaturas y un estrés hídrico constante inducen a una mayor caída de hojarasca (Zhu *et al.*, 2019). De esta manera, la hojarasca que se deposita durante un tiempo continuo origina un manto orgánico sobre la superficie del suelo (Ormeño *et al.*, 2006), el cual a través de la descomposición propiciada por la fauna edáfica (Rivera-Vázquez *et al.*, 2013), libera activamente elementos que determinan el potencial de las especies mejorando la productividad de los ecosistemas (Semwal, Maikhuri, Rao, Sen y Saxena, 2003; Bohara, Yadal, Dong, Cao y Hu, 2019).

En lo que respecta a las fluctuaciones mensuales en la caída de la hojarasca, éstas presentan variaciones notables a lo largo del periodo de estudio, sin un patrón claramente definido (Figura 2). Esto se debe tanto a factores bióticos y abióticos, como la disponibilidad de nutrientes y agua (Jing *et al.*, 2020), los ciclos de crecimiento y abscisión foliar específicos de cada especie (Taylor *et al.*, 2019), fluctuaciones de temperatura y humedad (González-Rodríguez *et al.*, 2018) y la actividad biológica de cada especie relacionada con los patrones estacionales (Sari *et al.*, 2022),

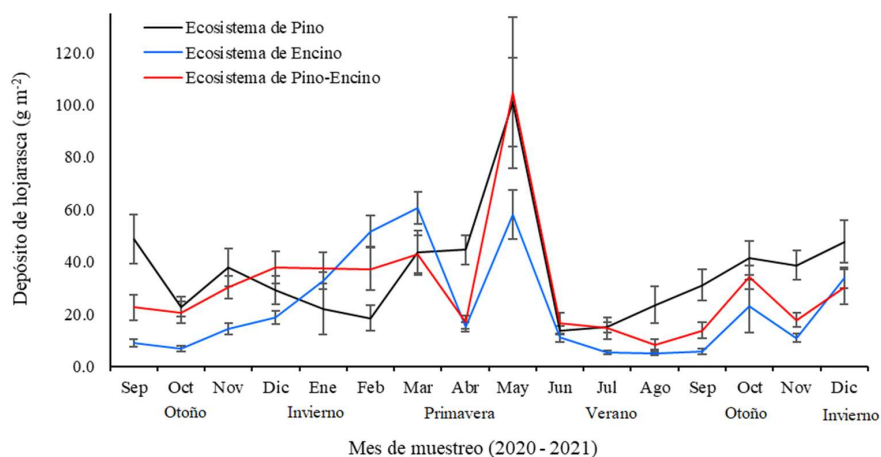


Figura 2. Depósito mensual (media \pm error estándar de la media, n = 10) de hojarasca en los ecosistemas estudiados.

Figure 2. Monthly deposition (mean \pm standard error of the mean, n = 10) of litterfall in studied ecosystems.

como los principales factores de incidencia. Los análisis de los datos muestran que el aporte más significativo de hojarasca se produjo en el mes de mayo (2021), lo cual puede estar relacionado con el aumento del estrés hídrico y la disminución de la radiación solar en primavera (Zhu *et al.*, 2022), fenómenos que se presentan típicamente durante los meses de marzo a junio (primavera) en Nuevo León, México. Además, se observaron máximos de depósito secundarios en los meses de marzo y octubre, lo que podría estar vinculado con cambios estacionales y eventos climáticos específicos que afectan la fenología de las plantas (Marod *et al.*, 2023).

Por otro lado, se detectó una disminución en la cantidad de hojarasca en los meses de abril, junio y noviembre. Esta reducción puede estar asociada con episodios de poco estrés hídrico, temperaturas moderadas (típicas de la zona) y una menor actividad en el desfronde foliar (Marod *et al.*, 2023). Estos hallazgos sugieren una dinámica compleja en la caída de hojarasca, influenciada por la interacción de factores bióticos y abióticos que interactúan y presentan variaciones estacionales.

Las fluctuaciones y diferencias entre los ecosistemas son las siguientes: el ecosistema de Pino presentó un intervalo de 18.43 a 134.29 g m⁻² (entre jun-21 y may-2021), el ecosistema de Encino osciló entre 6.55 a 80.64 g m⁻² (de ago-21 a mar-2021) y el ecosistema de Pino-Encino, fue de 11.16 a 139.14 g m⁻² (de ago-21 a may-2021). Estas variaciones en el aporte de hojarasca entre ecosistemas son las esperadas, ya que la diversidad de especies entre ecosistemas es diferente, lo que contribuye con la acumulación y depósito de restos orgánicos aportados por la hojarasca. La diversidad vegetal que suele presentar cada comunidad actúa de manera directa en la dinámica de la hojarasca, es decir, las fluctuaciones obedecen a factores biológicos de cada especie (Sanaei *et al.*, 2021). Por ejemplo, en un bosque mixto de *Pinus* y *Quercus*, la presencia de especies de hojas perennes (pinos) y caducifolios (encinos) provoca una caída más constante de la hojarasca a lo largo del año (Figura 2). En contraste, un ecosistema dominado por un solo género presenta una caída de hojarasca mucho menos marcada, con altibajos constantes debido a la estacionalidad de las especies presentes en cada comunidad (Park *et al.*, 2020).

Depósito de Macronutrientes

Los resultados de las comparaciones múltiples, efectuadas con la prueba de rango múltiple de Tukey, mostraron diferencias significativas entre el depósito total de Ca, Mg y P entre los ecosistemas; mientras que el K no presentó diferencias significativas entre los sitios evaluados (Cuadro 4). De los macronutrientes analizados, el Ca fue el de mayor depósito en los ecosistemas de Pino-Encino y Encino, seguido de K, Mg y P. Mientras que, en el ecosistema de Pino, el K presentó los valores más altos, seguido de Ca, Mg y P. El mayor depósito de Ca en los ecosistemas de Pino-Encino y Encino en relación con los demás macronutrientes puede explicarse, en parte, por la baja movilidad de este nutriente desde los tejidos viejos o maduros hacia los tejidos más jóvenes de la planta (Marschner, 2012). Esta baja movilidad provoca que este nutriente se acumule en ramas y hojas senescentes, aumentando sus niveles (König, Brun, Schumacher y Longhi, 2002). Por otro lado, la menor concentración de Ca en el ecosistema de Pino, en comparación con los ecosistemas de Pino-Encino y Encino, se atribuye a que este elemento se libera lentamente durante el proceso de descomposición (Villega y Proctor, 1999; Verbruggen y Hermans, 2013). Esta liberación es más lenta en el ecosistema de Pino, caracterizado por un proceso de descomposición más tardado en comparación con los ecosistemas con presencia de encinos (Avendaño-Yáñez, Quiroz, Pérez y López, 2020).

Cuadro 4. Depósito total ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) de macronutrientes por ecosistema forestal.
Table 4. Total deposition ($\text{g m}^{-2} \text{year}^{-1}$) of macronutrients per forest ecosystem.

Macronutriente	Ecosistema forestal		
	Pino	Encino	Pino-Encino
Ca	2.29±0.359 a	4.89±0.368 a	9.84±2.112 b
Mg	0.46±0.037 a	0.31±0.017 b	0.40±0.035 ab
K	2.60±0.309 a	2.40±0.113 a	3.14±0.307 a
P	0.37±0.025 a	0.27±0.018 b	0.28±0.034 b

Los valores del depósito de macronutrientes representan la media \pm error estándar de la media ($n = 10$). Literales en superíndice diferentes dentro de cada columna son estadísticamente diferentes de acuerdo con la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

Macronutrient deposition values represent the mean \pm standard error of the mean ($n = 10$). Different superscript letters within each column are statistically different according to Tukey's test ($\alpha = 0.05$).

El depósito de Ca no estuvo relacionado con la cantidad de hojarasca, si bien, el ecosistema con mayor depósito de hojarasca fue el de Pino, la mayor cantidad de Ca se presentó en el de Pino-Encino (Cuadro 4). Esta tendencia ha sido documentada en diversos ecosistemas forestales. Por ejemplo, González-Rodríguez *et al.* (2011), en el noreste de México, al estudiar el depósito de hojarasca y retorno de nutrientes en cuatro localidades (Bosque escuela, Crucitas, Campus y Cascajoso), documentaron que el depósito de Ca fue mayor en relación con los demás minerales (K, Mg, N y P), aun cuando la mayor concentración no correspondió con la localidad con mayor depósito de hojarasca. Esta tendencia relacionada con el Ca se debe a varios factores, entre los cuales destaca el papel del Ca como un elemento estructural, el cual contribuye a brindarle estabilidad y rigidez a la pared celular de tejidos leñosos, lo que provoca que se encuentre inmovilizado y tienda a acumularse en grandes cantidades en los tejidos vegetales, en comparación con los demás nutrientes, que suelen presentar mayor movilidad. Esta inmovilización provoca que el Ca permanezca en el material foliar que posteriormente formará la hojarasca, enriqueciendo el suelo durante el proceso de descomposición (Augusto, Ranger, Binkley y Rothe, 2002). Además, debido a su baja movilidad dentro de la planta, el Ca no se transloca fácilmente desde las hojas viejas a las hojas jóvenes u otros órganos en desarrollo, lo que provoca su acumulación en las hojas que luego se desfrondan. Esto sugiere que la cantidad de Ca en la hojarasca no está vinculada con su cantidad total, sino con la edad de los individuos presentes en cada ecosistema, influyendo en la composición química del material foliar. Por tanto, la cantidad de Ca depende del tipo de hojarasca y la edad de las hojas o árboles (Likens, 2013).

Kulmann, Dick y Valdir-Schumacher (2021), al cuantificar la producción de hojarasca y nutrientes en un ecosistema forestal en el cual predomina *Pinus taeda* y un bosque nativo del sur de Brasil, encontraron que el mayor depósito de nutrientes no corresponde con el sitio que aportó mayor cantidad de hojarasca anualmente. De manera similar, Zhu *et al.* (2019) obtuvieron un patrón de variación de la producción de hojarasca en relación con la concentración de Ca en un bosque tropical en China, evidenciando que no existe una clara relación entre el depósito de Ca con la cantidad de hojarasca depositada. En contraste, en este estudio, la mayor concentración de Ca en el suelo se encontró en el ecosistema de Pino-Encino, lo que sugiere que este elemento no se transloca fácilmente, sino que permanece en el suelo y se mantiene disponible para ser reabsorbido por la vegetación (Rocha, du Toit y de Moraes, 2019).

Otra relación importante es la del pH del suelo y la disponibilidad de Ca, ya que el pH desempeña un papel fundamental en la disponibilidad de este nutriente. En ecosistemas forestales dominados por pino, caracterizados por suelos más ácidos debido a la acumulación de acículas, se favorece la lixiviación de Ca hacia horizontes más profundos, lo que reduce su disponibilidad en las capas más superficiales (Hagen-Thorn, Callesen, Armolatis y Nihlgad, 2004). Por el contrario, los suelos dominados por encinos suelen mostrar un ligero incremento en la retención de Ca superficial. Sin embargo, en este estudio, las concentraciones fueron menores, posiblemente debido a la mineralización o un menor aporte inicial en comparación con el ecosistema de Pino-Encino. Por lo que, la mayor concentración de Ca en el ecosistema mixto refleja un equilibrio entre el aporte foliar, la mineralización y la dinámica de absorción de nutrientes (Binkley y Fisher, 2020).

Respecto a los demás nutrientes (K, Mg y P), tampoco se detectaron relaciones directas con el contenido de hojarasca por ecosistema. Estas diferencias en la relación entre el depósito de nutrientes y la cantidad de hojarasca depositada en cada ecosistema está relacionada con el tipo de material contenido en la hojarasca, ya

que al encontrarse grandes cantidades de material difícil de degradar, como la lignina (contenida en las acículas de pino), contribuye con la formación de compuestos recalcitrantes en el suelo y, en consecuencia, disminuye la fertilidad del suelo y promueven una menor productividad forestal, debido a la lenta liberación de nutrientes durante el proceso de descomposición de la hojarasca, lo que provoca que las concentraciones de nutrientes presenten variaciones respecto a la cantidad de hojarasca por ecosistema (Giácomo, Pereira y Machado, 2012; Rocha *et al.*, 2019). Por otro lado, en los ecosistemas con presencia de encinos, la composición de la hojarasca incluye mayor cantidad de compuestos que favorecen una alta tasa de descomposición, este comportamiento es relevante para el K, ya que este elemento se caracteriza por su rápido movilización al inicio del proceso de descomposición; en ecosistemas con encinos, el K puede estar disponible para las plantas en menor tiempo, favoreciendo una productividad vegetal mayor (Zhou *et al.*, 2008).

En cuanto al Mg y P, ambos nutrientes se caracterizan por tener una liberación más lenta y su disponibilidad depende en gran medida de la actividad microbiana y de las características químicas de los compuestos orgánicos (Zhou *et al.*, 2021). En ecosistemas dominados por pinos, donde la lignina y otros compuestos difíciles de degradar se encuentran en grandes cantidades, el proceso de liberación se ve retrasado (Cornwell *et al.*, 2008). Mientras que, en ecosistemas mixtos de pino-encino, al existir presencia de ambas especies el proceso de liberación de nutrientes durante la descomposición se vuelve dinámico sin patrones claramente definidos. Estos comportamientos ya han sido documentados a escala local, donde la producción y la calidad nutricional de la hojarasca depende de la composición química de los compuestos orgánicos, composición de especies y tipo de ecosistema (Zhou *et al.*, 2015).

Contrario al orden de depósito de los elementos, López-Hernández *et al.* (2022), al analizar el retorno de nutrientes incluyendo un sitio de bosque de pino-encino, documentaron un patrón inconsistente en relación con la concentración de elementos con un orden: $K > Ca > Mg > P$, concluyendo que esta tendencia es atribuida al tipo de hoja colectada, ya que, al usar hojas jóvenes el contenido de K aumenta llegando a alcanzar hasta un 60% de este nutriente en relación con otros compuestos. En comparación con el porcentaje de K en los ecosistemas estudiados, este elemento representó el 29.8% del total de los nutrientes analizados. La acumulación de K en las hojas jóvenes se atribuye a las necesidades fisiológicas de las especies de árboles en etapas iniciales de desarrollo. El K es un elemento indispensable en funciones como la fotosíntesis, regulación osmótica y el movimiento y transporte de agua y nutrientes; por lo tanto, su alta concentración en hojas jóvenes sugiere una respuesta relacionada con la maximización de la eficiencia en la fase de crecimiento de los árboles (Marschner, 2012).

El depósito de Mg y P entre ecosistemas fue muy similar a lo observado por Novák, Kacálek y Dušek (2020), en rodales de *Douglas fir* y *Pinus sylvestris*; López-Hernández *et al.* (2013), en áreas sin disturbios antropogénicos del MET; Bueis, Turrión, Bravo, Pando y Muscolo (2018), en plantaciones de *Pinus halepensis* Mill, pertenecientes al Inventario Forestal Nacional de España (situadas en el centro de Castilla y León); Lado-Monserrat, Lidón y Bautista (2016), en un ecosistema forestal dominado por *Pinus halepensis* en combinación con *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus phoenicea* y *Brachypodium retusum*, con escasa presencia de *Quercus rotundifolia* suprimidos. En contraste a lo documentado por Farooq *et al.* (2022), quienes reportan un depósito de 1.91 g m⁻² para Mg y 0.67 g m⁻² para P en un bosque mixto de *Pinus masson* y árboles de alcanfor. Esto sugiere que los ciclos de nutrientes están intrínsecamente relacionados con la diversidad vegetal de cada comunidad y que el equilibrio de elementos como Mg y P podría verse alterado de producirse alteraciones en la composición vegetal (Prescott, 2002). En consecuencia, la variabilidad en el depósito de nutrientes observada respecto a diversos ecosistemas forestales con una composición vegetal diferente resalta la necesidad de considerar factores como la composición y diversidad vegetal, especialmente en ecosistemas mixtos. Por otro lado, la presencia de elementos en la hojarasca y el suelo (Cuadro 5), sugieren un flujo adecuado de elementos entre el sistema suelo-planta, lo que se manifiesta en un óptimo flujo de los ciclos biogeoquímicos, reflejando la independencia de las reservas de los elementos en el medio por parte de las especies presentes en cada ecosistema (Ramírez-Correa, Zapata, León y González, 2007). Las cantidades de nutrientes suelen estar relacionadas directamente con la cantidad de materia orgánica en cada ecosistema, a mayor cantidad de materia orgánica la cantidad de nutrientes aumentará proporcionalmente (Alvarenga *et al.*, 2015), no obstante, esta relación no se presentó en los ecosistemas estudiados, ya que el porcentaje mayor de materia orgánica no correspondió con el mayor depósito de elementos en los ecosistemas. Esto ocurre porque la materia orgánica es una mezcla dinámica en constante cambio, y no una combinación estable de sustancia química. Este proceso refleja la descomposición del material orgánico a través de la hojarasca (Gaspar-Santos, González, Ramírez y Álvarez, 2015). Por ejemplo, González-Rodríguez *et al.* (2011), al estudiar la relación entre el depósito de hojarasca y el retorno de nutrientes en cuatro localidades del noreste de México, reportaron un patrón similar en cuanto a la relación de nutrientes con la cantidad de materia orgánica, en el que el sitio con mayor cantidad de elementos no coincide con la mayor cantidad de materia orgánica, es decir, las relaciones entre estas variables no siguen una tendencia definida en ecosistemas forestales.

Cuadro 5. Algunas propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo obtenidas a dos profundidades.
Table 5. Analysis of some physical and chemical properties of soil samples obtained at two depths.

Propiedad	Unidad	Ecosistema forestal					
		Pino		Encino		Pino-Encino	
		Profundidad (cm)					
		0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
Físicas							
Densidad aparente	g cm ⁻³	1.06±0.04	1.21±0.05	0.95±0.04	1.14±0.08	0.85±0.04	1.20±0.03
Arena		25.3	23.7	26.1	24.1	19.5	13.2
Arcilla	%	35.4	39.5	28.0	32.9	44.5	49.4
Limo		39.3	36.8	45.9	43.0	36.0	37.5
Clase textural		Franco arcillo limoso	Franco arcillo limoso	Franco arcillo limoso	Franco arcillo limoso	Arcillosa	Arcillosa
Químicas							
pH (CaCl ₂) (0.01 M)		5.4±0.2	5.5±0.1	4.7±0.2	4.8±0.1	5.6±0.06	5.5±0.1
CE	dS cm ⁻¹	0.0265±0.0038	0.0238±0.0034	0.0242±0.0027	0.0209±0.0047	0.0376±0.0042	0.0391±0.0059
MO	%	3.0	2.1	7.5	4.8	3.9	2.3
Ca		3450.1±382	4260.8±631	1906.7±413	1645.6±526	3962.3±643	5490.1±554
K		336.4±53.2	263.0±19.6	284.6±22.2	288.0±36.0	291.1±12.9	286.5±16.3
P		2.9±0.2	2.7±0.4	3.4±1.3	5.0±1.7	3.2±0.9	1.7±0.6
Mg		254.3±50.2	206.9±29.2	150.6±21.0	191.1±15.9	164.0±15.8	157.1±17.6
Mn	mg kg ⁻¹	48.1± 9.0	33.0±6.0	80.3±6.0	46.2±2.0	26.0±7.0	16.7±4.0
Zn		1.2±0.2	0.7±0.1	1.5±0.4	0.7±0.3	1.5±0.4	0.2±0.1
Fe		26.1±17.1	17.1±2.3	51.2±7.1	31.7±7.9	32.6±12.4	20.1±10.0
Cu		1.2±0.1	0.9±0.1	1.1±0.3	0.8±0.4	1.1±0.1	1.1±0.1
C	%	1.60±0.13	1.58±0.14	1.41±0.10	1.45±0.19	1.71±0.21	1.55±0.12
N		0.54±0.06	0.56±0.06	0.41±0.11	0.31±0.07	0.58±0.08	0.42±0.08

Los valores de las propiedades físicas y químicas del suelo representan la media ± error estándar de la media (n = 4).
Physical and chemical soil property values represent the mean ± standard error of the mean (n = 4).

La dinámica mensual del depósito de macronutrientes durante el período de estudio mostró diferencias estadísticas en la mayoría de los meses entre ecosistemas como lo demuestran los análisis estadísticos (Cuadro 6).

Las fluctuaciones de los elementos durante las fechas de muestreo fueron inconsistentes entre ecosistemas, principalmente en el K, el cual presentó una gran variabilidad. El depósito de Ca (Figura 3a) en el ecosistema de Pino, varió de 0.049 g m⁻² a 0.321 g m⁻². En el ecosistema de Encino, de 0.054 g m⁻² a 1.686 g m⁻²; y en el ecosistema de Pino-Encino, de 0.149 g m⁻² a 6.818 g m⁻². El depósito promedio de Mg (Figura 3b) en los ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino fue de 0.038 g·m⁻², 0.026 g m⁻² y 0.033 g m⁻², respectivamente. El depósito de K (Figura 3c), en el ecosistema de Pino, varió de 0.042 g m⁻² a 0.527 g m⁻²; en el ecosistema de Encino, de 0.027 g·m⁻² a 0.749 g·m⁻²; y en el ecosistema de Pino-Encino de 0.038 g m⁻² a 0.501 g m⁻². El depósito promedio de P fue de 0.031 g m⁻², 0.022 g m⁻² y 0.023 g m⁻², para los ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino, respectivamente (Figura 3d). Para los elementos Ca, Mg y P, el depósito mostró un patrón marcado en el mes de mayo, con un máximo sobresaliente respecto a los demás meses de muestreo. En cambio, el K presentó aportes variables a lo largo del periodo experimental. Hipotéticamente, el comportamiento del K está más relacionado a la calidad de la hojarasca que con las variables climáticas prevalecientes durante el periodo experimental

Cuadro 6. Estadísticos de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los ecosistemas para el depósito de macronutrientes.
Table 6. Statistics of the Kruskal-Wallis test to detect significant differences among ecosystems for macronutrient deposition.

Mes	Macronutriente							
	Ca		K		Mg		P	
	χ^2	Valor p	χ^2	Valor p	χ^2	Valor p	χ^2	Valor p
Septiembre-20	8.186	0.017	8.766	0.012	15.825	< 0.001	12.057	0.002
Octubre	9.329	0.009	19.367	< 0.001	6.901	0.032	12.517	0.002
Noviembre	10.041	0.007	9.917	0.007	0.506	0.777	3.409	0.182
Diciembre	14.480	< 0.001	7.022	0.030	0.157	0.924	1.494	0.474
Enero-21	15.360	< 0.001	10.640	0.005	13.783	< 0.001	10.230	0.006
Febrero	16.369	< 0.001	15.935	< 0.001	12.111	0.002	18.986	< 0.001
Marzo	12.015	0.002	6.305	0.043	13.179	< 0.001	15.476	< 0.001
Abril	0.947	0.623	13.612	< 0.001	12.126	0.002	14.526	< 0.001
Mayo	17.449	< 0.001	8.498	0.014	11.076	0.004	9.394	0.009
Junio	14.124	< 0.001	3.363	0.186	2.075	0.354	0.302	0.860
Julio	13.850	< 0.001	2.532	0.282	7.714	0.021	3.920	0.141
Agosto	3.074	0.215	0.565	0.754	10.970	0.004	12.483	0.002
Septiembre	6.645	0.036	4.160	0.125	14.867	< 0.001	16.059	< 0.001
Octubre	5.004	0.082	0.612	0.737	9.092	0.011	5.894	0.052
Noviembre	2.821	0.244	0.356	0.837	12.652	0.002	13.969	< 0.001
Diciembre	5.399	0.067	4.617	0.099	3.603	0.165	13.141	< 0.001

Valor p en negritas, para el contraste de homogeneidad de parámetros de centralidad entre ecosistemas, en el depósito de los macronutrientes entre ecosistemas forestales por fecha de muestreo, indica diferencias significativas.

p-values in bold, for the contrast of homogeneity of centrality parameters between ecosystems, in the deposition of macronutrients among forests ecosystems by sampling date, indicates significant differences.

(Shen, Chen, Wu, Liu y Liu, 2019). Estas variaciones también pueden atribuirse a la rápida lixiviación de este nutriente, ya que, al no formar parte de algún componente estructural de los tejidos de la planta, se facilita su liberación en la hojarasca (Quinto-Mosquera, Córdoba y Minotta, 2019).

El comportamiento de Ca, Mg y P fue consistente con los resultados presentados por Hernández-Merino *et al.* (2022) y López-Hernández *et al.* (2022), quienes documentaron aportes de estos macronutrientes muy relacionados entre sitios, siguiendo tendencias en el depósito mensual para ecosistemas forestales en el noreste de México. Los bajos valores de P observados en función de los meses de muestreo y los ecosistemas, es explicado ya que este elemento suele encontrarse presente en hojas jóvenes lo que provoca un aporte importante de este nutriente (Silveira, Pereira, Polidoro, Tavares y Mello, 2007), sin embargo, los ecosistemas estudiados presentan individuos con hojas viejas lo que contribuyó a la deficiencia de este elemento.

Uso Eficiente de Macronutrientes

El uso eficiente de los macronutrientes de la hojarasca presentó un orden descendente: P > Mg > K > Ca (Cuadro 7), lo que evidencia que el P y Mg son elementos más limitantes en los tres ecosistemas estudiados. En cambio, el K y Ca presentan una alta disponibilidad en la hojarasca, lo que indica que K puede llegar a mostrar una rápida movilidad en el tejido foliar permitiendo una mayor disponibilidad de estos nutrientes en las plantas para sus diversas funciones, por tanto, exhiben niveles bajos en su uso eficiente (López-Hernández *et al.*, 2022).

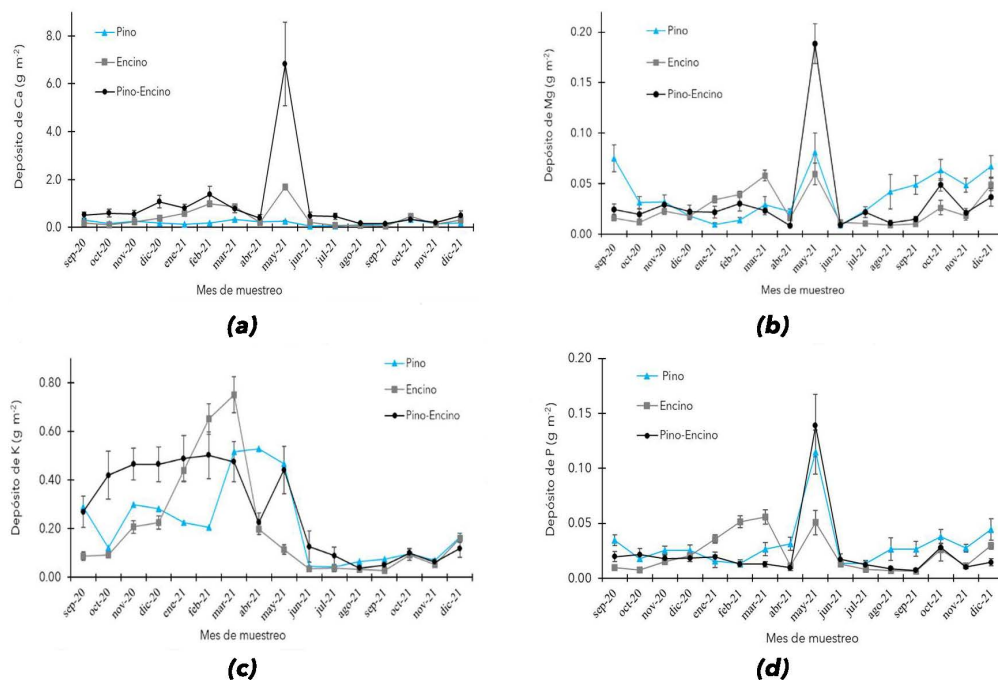


Figura 3. Depósito mensual (media \pm error estándar de la media, $n = 10$) de Ca (a), Mg (b), K (c) y P (d) vía hojarasca en los ecosistemas estudiados.
Figure 3. Monthly deposition (mean \pm standard error of the mean, $n = 10$) of Ca (a), K (b), Mg (c), and P (d) via litterfall in studied ecosystems.

Estas relaciones son expresadas de esta manera, ya que el uso eficiente expresa la tasa relativa de hojarasca en relación con el nutriente, por lo que los elevados valores del uso eficiente expresan, por tanto, un índice bajo en la disponibilidad de nutrientes para ser utilizados por la vegetación en la producción de biomasa. En el contexto de baja disponibilidad de nutrientes, las plantas desarrollan diversos mecanismos para almacenar y reutilizar los nutrientes, reduciendo la pérdida de estos a través de la hojarasca, logrando mantener una productividad constante en ecosistemas forestales, caracterizados por ser ecosistemas pobres en nutrientes (Aerts y Chapin III, 1999). Esta adaptación puede ayudar a las plantas a optimizar el uso de nutrientes brindándoles una ventaja competitiva para crecer y sostener la biomasa, promoviendo un ciclo de nutrientes, que, aunque lento, asegura la disponibilidad de elementos en el medio (Vitousek, 1982).

Los ecosistemas de Pino-Encino y Encino presentaron mayor eficiencia en el uso de Ca y menor en Mg y P, mientras que el ecosistema de Pino fue el único que mostró un uso más eficiente de K, seguido de Ca y un menor uso de Mg y P. Esta variabilidad del uso eficiente de los nutrientes entre ecosistemas está relacionada con la composición de especies que presenta cada comunidad (Hiremath y Ewel, 2001; Zhu *et al.*, 2019). Específicamente en el ecosistema de Pino, las deficiencias relacionadas con los elementos como Ca y K son atribuidas, en primer lugar, a la composición química de las acículas, las cuales al contener sustancias difíciles de degradar para la fauna edáfica, retarda la liberación de elementos, principalmente de aquellos que forman parte de compuestos estructurales y que su liberación se caracteriza por ser lenta (Giácomo, Pereira y Machado, 2012). La menor eficiencia del uso de los nutrientes en cada ecosistema forestal muestra un mecanismo de conservación y almacenamiento de elementos en el suelo (Zhou *et al.*, 2016). La tendencia relacionada con los valores bajos en el uso eficiente de Ca y el alto valor en el P ha sido documentada en diversos ecosistemas forestales para diversas especies, detectando una relación para estos elementos (Flórez-Flórez, León, Osorio y Restrepo, 2013; Cantú-Silva *et al.*, 2013).

Los valores del uso eficiente de los nutrientes fueron muy superiores a los reportados por Zhu *et al.* (2019) en un ecosistema forestal en China para todos los nutrientes analizados, así como a los reportados por López-Hernández *et al.* (2022) en ecosistemas de Matorral Espinoso Tamaulipeco, Pino-Encino y Matorral Alto Subinorme, en el noreste de México. Mientras que, al comparar los valores de uso eficiente de los cuatro macronutrientes con los estudios realizados por González-Rodríguez *et al.* (2018) para ecosistemas de Pino-Encino en el noreste de México, solamente el Ca está dentro de los rangos reportados, para el K y P los valores fueron menores y el Mg presentó un valor mayor a lo documentado por dichos autores.

Cuadro 7. Uso eficiente de macronutrientes por ecosistema estudiado.
Table 7. Macronutrient use efficiency for studied ecosystems.

Macronutriente	Ecosistema forestal		
	Pino	Encino	Pino-Encino
Ca	253.5	74.1	49.4
Mg	1258.8	1202.3	1361.9
K	222.7	151.2	155.1
P	1554.6	1350.5	1996.7

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la presente investigación muestran que la producción de hojarasca, el depósito de macronutrientes y el uso eficiente en los ecosistemas forestales forman parte de un proceso dinámico y complejo que requiere mayor atención para lograr entender la relación entre los sistemas suelo-planta y el ciclaje de nutrientes. Aunque la mayor concentración de hojarasca no siempre se traduce en mayor cantidad de nutrientes, su calidad es fundamental para la reserva de elementos en el suelo y el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos. La baja concentración de Ca ($2.29 \pm 0.36 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en el ecosistema de Pino en comparación con los ecosistemas de Encino ($4.89 \pm 0.37 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y Pino-Encino ($9.84 \pm 2.11 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) se atribuye al proceso de descomposición más lento de la materia orgánica en este ecosistema. En cuanto a los demás elementos, no se observó una tendencia clara, lo que refleja la complejidad en el depósito de nutrientes. El seguimiento a largo plazo de los nutrientes provenientes de la hojarasca es crucial para entender los ciclos biogeoquímicos y su relación con alteraciones climáticas y cambios en la diversidad y estructura. Además, se encontró que la producción y uso eficiente de nutrientes están estrechamente relacionados con la diversidad vegetal y la composición química de la hojarasca.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

No aplicable.

CONFLICTO DE INTERESES

No aplicable.

FINANCIACIÓN

No aplicable.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Desarrollo, escritura y análisis: C.G.R.H. Planeación, desarrollo y toma de datos: J.M.L.H. Planeación, selección del área de estudio y revisión del manuscrito: H.G.R. Revisiones y diseño experimental: I.C.S. Análisis de datos y revisión del manuscrito: M.V.G.M. Análisis químicos de suelo y revisión del manuscrito: M.I.Y.D.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al La Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti) 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.

LITERATURA CITADA

- Aerts, R., & Chapin III, F. S. (1999). The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research*, 30, 1-67. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60016-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60016-1)
- An, J. Y., Park, B. B., Chun, J. H., & Osawa, A. (2017). Litterfall production and fine root dynamics in cool-temperate forests. *PLoS One*, 12(6), e0180126. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180126>
- AOAC (Association of Official Analytical Chemists). (2012). *Official methods of analysis, 19th Edition*. Gaithersburg, Maryland, USA: AOAC.
- Alvarenga, A. C., Fernandes, L. A., Alonso, J., Santos, L. D. T., Sampaio, R. A., & Frazão, L. A. (2015). Producción, composición y aporte de nutrientes de hojarasca en sistemas agroforestales. *Spanish Journal of Rural Development*, 6(3-4), 85-100. <https://doi.org/10.5261/2015.GEN3.09>
- Augusto, L., Ranger, J., Binkly, D., & Rothe, A. (2002). Impact of several common tree species of European temperate forest on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59(3), 233-253. <https://doi.org/10.1051/forest:2002020>
- Avendaño-Yáñez, M. L., Quiroz-Martínez, S., Pérez-Elizalde, S., & López-Ortiz, S. (2020). Litterfall from tropical dry forest trees scattered in pastures. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 26(3), 409-418. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2019.12.092>
- Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M. R., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., ... & Tóth, Z. (2018). Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>
- Bargali, S. S., Shukla, K., Singh, L., Ghosh, L., & Lakhera, M. L. (2015). Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in four tree species of dry deciduous forest. *Tropical Ecology*, 56(2), 191-200.
- Barliza, J. C., Peláez, J. D. L., & Campo, J. (2018). Recovery of biogeochemical processes in restored tropical dry forest on a coal mine spoil in La Guajira, Colombia. *Land Degradation & Development*, 29(9), 3174-3183. <https://doi.org/10.1002/ldr.3069>
- Binkley, D., & Fisher, R. F. (2020). *Ecology and Management of Forest Soils*. Hoboken, N.Y., USA: John Wiley & Sons.
- Bohara, M., Yadav, R. K. P., Dong, W., Cao, J., & Hu, C. (2019). Nutrient and isotopic dynamics of litter decomposition from different land uses in naturally restoring Taihang Mountain, North China. *Sustainability*, 11(6), 1752. <https://doi.org/10.3390/su11061752>
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). *The nature and properties of soil* (15 th ed.). Hoboken, NJ, USA.: Pearson.
- Bueis, T., Turrión, M. B., Bravo, F., Pando, V., & Muscolo, A. (2018). Factors determining enzyme activities in soils under *Pinus halepensis* and *Pinus sylvestris* plantations in Spain: A basis for establishing sustainable forest management strategies. *Annals of Forest Science*, 75(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0720-z>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R., ... & Brussaard, L. (2018). Soil quality—A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cantú-Silva, I., Sánchez-Castillo, L. R. M., González-Rodríguez, H., Kubota, T., Gómez-Meza, M. V., & Domínguez-Gómez, T. G. (2013). Retorno potencial de nutrientes por componentes secundarios de la hojarasca en comunidades vegetales de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 138-155.
- Cherney, D. J. R. (2000). Characterization of forages by chemical analysis. En D. I. Givens, E. Owen, R. F. E. Axford, & H. M. Omed (Eds.), *Forage evaluation in ruminant nutrition* (pp. 281-300). Wallingford, Oxon, UK: CABI Publishing. ISBN: 0851993443.
- Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V. T., Godoy, O., ... & Westoby, M. (2008). Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters*, 11(10), 1065-1071. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x>
- Detto, M., Wright, S. J., Calderón, O., & Muller-Landau, H. C. (2018). Resource acquisition and reproductive strategies of tropical forest in response to the El Niño–Southern Oscillation. *Nature Communications*, 9(1), 913. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03306-9>
- Farooq, T. H., Li, Z., Yan, W., Shakoar, A., Kumar, U., Shabbir, R., ... & Chen, X. (2022). Variations in litterfall dynamics, C: N: P stoichiometry and associated nutrient return in pure and mixed stands of camphor tree and masson pine forests. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 903039. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.903039>
- Flórez-Flórez, C. P., León-Peláez, J. D., Osorio-Vega, N. W., & Restrepo-Llano, M. F. (2013). Nutrient dynamics in forest plantations of *Azadirachta indica* (Meliaceae) established for restoration of degraded lands in Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 515-529. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i2.11144>
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Geografía. ISBN: 9703210104.
- Gaspar-Santos, E. S., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., & Álvarez-Solís, J. D. (2015). Acumulación y descomposición de hojarasca en bosques secundarios del sur de la Sierra Madre de Chiapas, México. *Bosque (Valdivia)*, 36(3), 467-480. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002015000300013>
- Giacomo, R. G., Pereira, M. G., & Machado, D. L. (2012). Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de cerrado e mata mesófitica na estação ecológica de Pirapitinga-MG. *Ciência Florestal*, 22(4), 669-680. <https://doi.org/10.5902/198050987549>
- Giweta, M. (2020). Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*, 44(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s41610-020-0151-2>
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A., Raucha-González, L., & López-Enríquez, I. L. (2012). Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: una síntesis. *Acta Botánica Mexicana*, 100, 351-403.
- González-Rodríguez, H., Domínguez-Gómez, T. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Ramírez-Lozano, R. G., Pando-Moreno, M., & Fernández, C. J. (2011). Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology*, 212, 1747-1757. <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9952-9>

- González-Rodríguez, H., López-Hernández, J. M., Ramírez-Lozano, R. G., Gómez-Meza, M. V., Cantú-Silva, I., Sarquis-Ramírez, J. I., & Mora-Olivo, A. (2019). Litterfall deposition and nutrient return in pine-oak forests and scrublands in northeastern Mexico. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531514>
- González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Estrada-Castillón, E., & Arévalo, J. R. (2018). Deposition of litter and nutrients in leaves and twigs in different plant communities of northeastern Mexico. *Journal of Forestry Research*, 29(5), 1307-1314. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0553-x>
- Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitis, K., & Nihlgård, B. (2004). The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 195(3), 373-384. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.036>
- Hernández-Merino, V., Manzanares-Miranda, N., Cantú-Silva, I., López-Hernández, J. M., & González-Rodríguez, H. (2023). Litterfall and nutrient deposition in three forest Ecosystems, Northeastern Mexico. *e-CUCBA*, 19(10), 97-104. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi19.268>
- Hiremath, A. J., & Ewel, J. J. (2001). Ecosystem nutrient use efficiency, productivity, and nutrient accrual in model tropical communities. *Ecosystems*, 4(7), 669-682. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0036-x>
- IBM SPSS Statistics (2016). *Statistical Package for the Social Sciences User's Guide. version 22*. Armonk, NY, USA: IBM Corp.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). Conjunto de datos vectorial Edafológico escala 1: 250 000 Serie III (Continuo Nacional). Consultado el 22 de febrero, 2024, desde <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825236557>.
- Jasińska, J., Sewerński, P., & Puchałka, R. (2020). Litterfall in a scots pine forest on Inland Dunes in Central Europe: mass, seasonal dynamics and chemistry. *Forests*, 11(6), 678. <https://doi.org/10.3390/f11060678>
- Jing, X., Chen, X., Fang, J., Ji, C., Shen, H., Zheng, C., & Zhu, B. (2020). Soil microbial carbon and nutrient constraints are driven more by climate and soil physicochemical properties than by nutrient addition in forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 141, 107657. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107657>
- Karki, H., Bargali, K., & Bargali, S. S. (2021). Spatial and temporal trends in soil N-mineralization rates under the agroforestry systems in Bhabhar belt of Kumaun Himalaya, India. *Agroforestry Systems*, 95(8), 1603-1617. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00669-9>
- Khanna, P. K., Fortmann, H., Meesenburg, H., Eichhorn, J., & Meiwes, K. J. (2009). Biomass and element content of foliage and aboveground litterfall on the three long-term experimental beech sites: Dynamics and significance. *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, 208, 183-205. https://doi.org/10.1007/978-3-642-00340-0_11
- König, F. G., Brun, E. J., Schumacher, M. V., & Longhi, S. J. (2002). Devolução de nutrientes via serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual no município de Santa Maria-RS. *Brasil Florestal*, 72, 45-52.
- Kulmann, M. S. d. S., Dick, G., & Valdir-Schumacher, M. (2021). Litterfall and accumulated nutrients in *Pinus taeda* plantation and native forest in Southern Brazil. *Forests*, 12(12), 1791. <https://doi.org/10.3390/f12121791>
- Lado-Monserrat, L., Lidón, A., & Bautista, I. (2016). Erratum to: Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*, 135, 203-214. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0923-x>
- Likens, G. E. (2013). *Biogeochemistry of a Forested Ecosystem*. Millbrook, N.Y, USA: Springer. ISBN: 978-1-4614-7809-6.
- López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Estrada-Castillón, A. E., Contreras-Guajardo, N. L., & del Valle-Arango, J. I. (2022). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en diferentes comunidades vegetales del Noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(1), e2891. <https://doi.org/10.19136/era.a9n1.2891>
- López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Pando-Moreno, M., & Estrada-Castillón, A. E. (2013). Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 35, 41-64.
- López-Santiago, J. G., Villanueva-López, G., Casanova-Lugo, F., Martínez-Zurimendi, P., Jarquín-Sánchez, F., Bravo-Oviedo, F., & Aryal, D. R. (2024). Carbon Reservoirs in the Biomass and Soil in Livestock Systems with Scattered Trees in Pastures in the Humid Tropics of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 42, 1-15. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i.1887>
- Marod, D., Nakashizuka, T., Saitoh, T., Hirai, K., Thinkampheang, S., Asanok, L., ... & Pattanakiat, S. (2023). Long term seasonal variability on litterfall in tropical dry forests, Western Thailand. *Forests*, 14(10), 2107. <https://doi.org/10.3390/f14102107>
- Marschner, H. (2012). *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Amsterdam, Netherlands: Academic press.
- Morffi-Mestre, H., Ángeles-Pérez, G., Powers, J. S., Andrade, J. L., Huechacona Ruiz, A. H., May-Pat, F., ... & Dupuy, J. M. (2020). Multiple factors influence seasonal and interannual litterfall production in a tropical dry forest in Mexico. *Forests*, 11(12), 1241. <https://doi.org/10.3390/f11121241>
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- NOM-021-SEMARNAT-2000 (Norma Oficial Mexicana). (2002). Antes NOM-021-RECNAT- 2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. D. F.: SEGOB.
- Nonghuloo, I. M., Kharbhih, S., Suchiang, B. R., Adhikari, D., Upadhaya, K., & Barik, S. K. (2020). Production, decomposition and nutrient contents of litter in subtropical broadleaved forest surpass those in coniferous forest, Meghalaya. *Tropical Ecology*, 61, 5-12. <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00065-x>
- Novák, J., Kacálek, D., & Dušek, D. (2020). Litterfall nutrient return in thinned young stands with Douglas fir. *Lesnický Casopis*, 66(2), 78-84. <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0006>
- Ormeño, E., Baldy, V., Ballini, C., Larchevêque, M., Périssol, C., & Fernandez, C. (2006). Effects of environmental factors and leaf chemistry on leaf litter colonization by fungi in a Mediterranean shrubland. *Pedobiologia*, 50(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.07.005>
- Ott, L. (1993). *An introduction to statistical methods and data analysis*. Duxbury Press. Boston, MA, USA.
- Park, B. B., Rahman, A., Han, S. H., Youn, W. B., Hyun, H. J., Hernández, J., & An, J. Y. (2020). Carbon and nutrient inputs by litterfall in evergreen and deciduous forests in Korea. *Forest*, 11(2), 143. <https://doi.org/10.3390/f11020143>
- Pezzutti, R. V., Schenone, R. A., Caldato, S. L., Chrapek, C. J., Rojas, A. C., & Fernández, V. R. (2023). Dinámica de la producción y descomposición de hojarasca en rodales de *Pinus elliottii* Engelm. y *Eucalyptus grandis* Will. Hill ex Maiden en el nordeste de Corrientes. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 20(46), 40-57.
- Porta-Casanellas, J., López-Acevedo Reguerín, M., & Roquero de Laburu, C. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente (2ª ed.). Madrid: Mundi-Prensa. ISBN: 978-8471147844.
- Prescott, C. E. (2002). The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiology*, 22, 1193-1200. <https://doi.org/10.1093/treephys/22.15-16.1193>
- Quinto-Mosquera, H., Córdoba-Moreno, L., & Minotta-Moreno, M. (2019). Effects of soil fertilization on litter production in tropical rainforests of biogeographic Chocó, Colombia. *Revista Bosque*, 40(3), 315-322. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002019000300315>

- Ramírez-Correa, J. A., Zapata-Duque, C. M., León-Peláez, J. D., & González-Hernández, M. I. (2007). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*, 32(5), 303-311.
- Ramos-Hernández, C. G., López-Hernández, J. M., Cantú-Silva, I., Yáñez-Díaz, M. I., Himmelsbash, W., & González-Rodríguez, H. (2023). Producción de hojarasca y depósito potencial de micronutrientes de la hojarasca en bosque de pino, encino y pino-encino, en el noreste de México. *e-CUCBA*, 19(10), 72-80. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi19.265>
- Ramos-Hernández, C. G., López-Hernández, J. M., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., & González-Rodríguez, H. (2024). Estructura y diversidad en tres ecosistemas forestales del noreste de México. *Polibotánica*, 57, 45-61. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.57.3>
- Reicosky, D. (2018). *Fundamentals: Managing soil health for sustainable agricultura* (Volume 1). London, England: Burleigh Doods Science Publishing. <https://doi.org/10.1201/9781351114530>
- Rivera-Vázquez, R., Soto-Pinto, L., Núñez-Colín, C. A., De Jung, B., Hernández-Rivera, M. G., & Ordóñez-Díaz, J. A. (2013). Producción y tasa de descomposición de hojarasca en Acahual de selva caducifolia en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(20), 20-30.
- Rocha, J. H. T., du Toit, B., & de Moraes-Goncalves, J. L. (2019). Ca and Mg nutrition and its application in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations. *Forest Ecology and Management*, 442, 63-78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.062>
- Sanaei, A., Yuan, Z., Ali, A., Loreau, M., Mori, A. S., Reich, P. B., ... & Wang, X. (2021). Tree species diversity enhances plant-soil interactions in a temperate forest in northeast China. *Forest Ecology and Management*, 491, 119160. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119160>
- Sari, R. R., Rozendaal, D. M., Saputra, D. D., Hairiah, K., Roshetko, J. M., & van Noordwijk, M. (2022). Balancing litterfall and decomposition in cacao agroforestry systems. *Plant and Soil*, 473(1), 251-271. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05279-z>
- Semwal, R. L., Maikhuri, R. K., Rao, K. S., Sen, K. K., & Saxena, K. G. (2003). Leaf litter decomposition and nutrient release patterns of six multipurpose tree species of central Himalaya, India. *Biomass and Bioenergy*, 24(1), 3-11. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00087-9](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00087-9)
- Shen, G., Chen, D., Wu, Y., Liu, L., & Liu, C. (2019). Spatial patterns and estimates of global forest litterfall. *Ecosphere*, 10(2), e02587.
- Silveira, N. D., Pereira, M. G., Polidoro, J. C., Tavares, S. R. de L., & Mello, R. B. (2007). Aporte de nutrientes e biomassa via serrapilheira em sistemas agroflorestais em Paraty (RJ). *Ciência Florestal*, 17(2), 129-136. <https://doi.org/10.5902/198050981944>
- Steel, R. G. D., & Torrie, J. H. (1980). *Principles and procedures of statistics: A biometrical approach* (2nd ed.). New York: McGraw-Hill.
- Tapia, J., & Nívar, J. (2011). Ajuste de modelos de volumen y funciones de ahusamiento para *Pinus pseudostrabus* Lindl. en bosques de pino de la Sierra Madre Oriental de Nuevo León, México. *Foresta Veracruzana*, 13(2), 19-28.
- Taylor, P. G., Cleveland, C. C., Soper, F., Weider, E. R., Dobroski, S. Z., Doughty, C. E., & Townsend, A. R. (2019). Greater stem growth, woody allocation, and aboveground biomass in Paleotropical forests than in Neotropical forests. *Ecology*, 100(3), e02589. <https://doi.org/10.1002/ecy.2589>
- Verbruggen, N., & Hermans, C. (2013). Physiological and molecular responses to magnesium nutritional imbalance in plants. *Plant and Soil*, 368, 87-99. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1589-0>
- Villela, D. M., & Proctor, J. (1997). Litterfall mass, chemistry, and nutrient retranslocation in a monodominant forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Biotropica*, 31(2), 198-211. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00132.x>
- Vitousek, P. (1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119(4), 553-572. <https://doi.org/10.1086/283931>
- Woerner, M. (1989). *Métodos químicos para el análisis de suelos calizos de zonas áridas y semiáridas*. Linares, Nuevo León, México: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., & Liu, S. (2014). Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity*, 20, 240-247. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>
- Zhou, G., Guan, L., Wei, X., Tang, X., Liu, S., Liu, J., ... & Yan, J. (2008). Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China. *Plant Soil*, 311, 61-72. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9658-5>
- Zhou, J., Lang, X., Du, B., Zhang, H., Liu, H., Zhang, Y., & Shang, L. (2016). Litterfall and nutrient return in moist evergreen broad-leaved primary forest and mixed subtropical secondary deciduous broad-leaved forest in China. *European Journal of Forest Research*, 135, 77-86. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0918-7>
- Zhou, L., Shalom, A. D. D., Wu, P., Li, S., Jia, Y., & Ma, X. (2015). Litterfall production and nutrient return in different-aged Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations in South China. *Journal of Forestry Research*, 26(1), 79-89. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0011-y>
- Zhu, X., Jiang, X., Singh, A. K., Zeng, H., Chen, C., Lu, E., & Lui, W. (2022). Reduced litterfall and decomposition alters nutrient cycling following conversion of tropical natural forests to rubber plantations. *Ecological Indicators*, 138, 108819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108819>
- Zhu, X., Liu, W., Chen, H., Deng, Y., Chen, C., & Zeng, H. (2019). Effects of forest transition on litterfall, standing litter and related nutrient returns: Implications for forest management in tropical China. *Geoderma*, 333(1), 123-134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.023>
- Zhou, S., Yan, G., Hu, J., Liu, X., Zou, X., Tie, L., ... & Huang, C. (2021). The responses of leaf litter calcium, magnesium, and manganese dynamics to simulated nitrogen deposition and reduced precipitation vary with different decomposition stages. *Forests*, 12(11), 1473.