



Reservorio de Nitrógeno y relación C:N de un Umbrisol bajo manejo forestal en Durango, México

Nitrogen storage and C:N ratio of an Umbrisol under forest management in *Durango*, Mexico

Israel Cantú Silva^{1*}, Erik Orlando Luna Robles¹

Fecha de recepción/Reception date: 1 de diciembre de 2021

Fecha de aceptación/Acceptance date: 1 de junio del 2022

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

*Autor para correspondencia; correo-e: icantu59@gmail.com

*Corresponding author; e-mail: icantu59@gmail.com

Resumen

Las actividades forestales influyen positiva o negativamente sobre las propiedades y servicios ecosistémicos del suelo, mediante cambios en la vegetación y microclima. La remoción de biomasa altera los ciclos del Carbono (C) y Nitrógeno (N), indicadores importantes de la salud edáfica. El objetivo fue determinar el reservorio de N y la relación C:N en dos profundidades de un Umbrisol, en tres rodales con cortas de regeneración (Matarrasa, Árboles Padre y Selección), un área regenerada posincendio con antigüedad de ocho años de ser intervenidos y un rodal de referencia (control) en un bosque de pino-encino (*Pinus-Quercus*). Los resultados indicaron diferencias significativas para N total, C orgánico, relación C:N, y reservorio de N Mg ha⁻¹ para ambas profundidades del suelo. Los contenidos de N total (>0.10 %) se consideran muy altos, atribuibles a la naturaleza del Umbrisol y calidad de su materia orgánica, lo que influye en la relación C:N, la cual está ligeramente por encima de los intervalos óptimos de mineralización, con un promedio para ambas profundidades de 20.4. La reserva de N para el perfil analizado varió entre 5.03 (Referencia) a 9.63 Mg ha⁻¹ (Árboles Padre). Particularmente, las cortas de Matarrasa y Árboles Padre tuvieron diferencias con el control, estos tratamientos aceleraron la incorporación de material orgánico al suelo (raíces, ramas, hojas) que provocaron incrementos de 79 a 91 % en el reservorio de N. La información generada es fundamental para el establecimiento de prácticas complementarias pre y posmanejo forestal (limpias, podas, quemas) que conserven y mejoren la condición del suelo.

Palabras clave: Árboles Padre, materia orgánica del suelo, Matarrasa, posincendio, reservorio edáfico de nitrógeno, Selección.

Abstract

Forest activities exert a positive or negative influence on soil ecosystem properties and services, through changes in vegetation and microclimate. The removal of biomass alters the carbon (C) and nitrogen (N) cycles, which are important indicators of soil health. The objective of this study was to determine the reservoir of N and the C:N ratio at two different depths of an Umbrisol, considering three stands with forest management (Clearcutting, Parent Trees and Selection) and a post-fire regenerated area, all of them eight years after the intervention, and a control plot as reference stand in a *Pinus-Quercus* forest. Results indicate significant differences in the variables for both soil depths (Total N, organic C, C:N ratio, N reservoir Mg ha⁻¹). The observed contents of total nitrogen (>0.10 %) are considered very high, being ascribable to the nature of the Umbrisol and to the quality of the organic matter of this ecosystem, with the ensuing impact on the C:N ratio, which is slightly above the optimal ranges of mineralization, having an average value of 20.4 at both depths. On the other hand, the nitrogen reserve for the analyzed profile ranged between 5.03 (control) and 9.63 Mg ha⁻¹

(Parent Trees). Particularly, the Clearcutting and Parent Trees treatments showed differences in regard to the Control, such treatments accelerated the incorporation of organic material to the soil (roots, branches, leaves), causing increases from 79 to 91 % in the nitrogen reservoir. The present research provides essential information to establish complementary pre- and post-management forestry practices to preserve and improve the condition of the soil (clearing, pruning, burning, etc.).

Keywords: Parent trees, soil organic matter, Clearcutting, post-fire, edaphic nitrogen reservoir, Selection.

Introducción

Los suelos del mundo tienen la capacidad de almacenar Carbono (1 500 Pg) en el primer metro de profundidad del suelo, tres veces más que la cantidad contenida en la vegetación terrestre (550 Pg) y el doble de lo existente en la atmósfera (750 Pg), por lo que desempeñan un papel clave en la mitigación del cambio climático (Veni *et al.*, 2020). También, se estima que las existencias de Nitrógeno total (NT) del suelo varían entre 133 y 140 Pg en un mismo intervalo de profundidad (Batjes, 2014).

El Carbono (C) y el Nitrógeno (N) son indicadores importantes de la calidad de la materia orgánica del suelo debido a su capacidad de mejorar su estructura, la disponibilidad de nutrientes, la retención de agua y la actividad microbiana (Di Gerónimo *et al.*, 2018). Específicamente, el C del suelo es un componente del ciclo global de dicho elemento; mientras que, la disponibilidad de N es la principal limitante en la productividad, ya que es un macronutriente que determina el crecimiento de la vegetación (Cerón y Aristizábal, 2012; Yuan y Chen, 2012).

El Nitrógeno forma parte de los residuos vegetales y animales depositados en el suelo, que pasan por un proceso de descomposición antes de estar disponible para las plantas, y sus existencias están sujetas a las condiciones ambientales y topográficas, prácticas de manejo y por el tipo de vegetación que define la calidad de la materia orgánica (Suárez *et al.*, 2015; Cantú y Yáñez, 2018; Madrigal *et al.*,

2019; Ayala-Montejo *et al.*, 2020). En este sentido, uno de los índices empleados para determinar la calidad de la materia orgánica del suelo (MOS) es la relación C:N, indicador que refleja la velocidad de mineralización del Nitrógeno para la vegetación, relaciones altas indican que la MOS se descompone lentamente, ya que la reserva de Nitrógeno es inmovilizada por los microorganismos, por lo que no puede ser utilizado por las plantas; en cambio, relaciones entre 10 y 14 corresponden a una mineralización rápida que genera suficiente N para los microorganismos y para la vegetación (Gamarra *et al.*, 2018).

Sin embargo, en las últimas décadas, se ha ejercido una mayor presión sobre los recursos forestales para satisfacer las necesidades humanas, lo cual ha provocado cambios en la ecología y biología del recurso suelo, que a su vez ha repercutido en la calidad de sus servicios ecosistémicos (producción de alimentos y biomasa, almacenamiento y filtración de agua, entre otros) (Murray y King, 2012; IPCC, 2014; Burbano-Orjuela, 2016).

Las prácticas de manejo forestal pueden afectar la estabilidad y el contenido de las reservas de Carbono y Nitrógeno del suelo, así como sus propiedades, derivado de las modificaciones en las condiciones ambientales, la estructura y composición de la vegetación (Zhou *et al.*, 2015). Los cambios en las propiedades del suelo están influenciados por el grado de alteración del entorno del rodal, el cual se correlaciona con la intensidad y la corta de aprovechamiento (Jurgensen *et al.*, 2012), lo que define principalmente la disponibilidad de nutrientes del suelo, la humedad y la temperatura edáficas, aportes de las capas de hojarasca, distribución de raíces y la comunidad microbiana (Slesak *et al.*, 2011; Slesak, 2013; Wic *et al.*, 2013; Mushinski *et al.*, 2017). En particular, los aprovechamientos forestales con altas intensidades de corta modifican en gran medida la disponibilidad de la materia orgánica del suelo, ello incide sobre la productividad del sitio a lo largo del tiempo (Binkley y Fisher, 2013; Kurth *et al.*, 2014; Achat *et al.*, 2015).

Zhang *et al.* (2016) señalan que cualquier cambio de las propiedades edáficas afectará los niveles de Nitrógeno y Carbono. Las actividades relacionadas con el manejo forestal como trazos de caminos, tráfico de maquinaria pesada, tala, arrastre, apilamiento y carga, causan múltiples daños en el suelo, incluyendo incrementos de la densidad aparente, surgimiento de surcos, cambios en la dinámica del recurso hídrico en el suelo, aumento de la erosión y pérdida de nutrientes, y amenaza ante la presencia de infecciones fúngicas y cambios en el microclima, aspectos que, en general, alteran en gran medida los ciclos biogeoquímicos que se desarrollan en el suelo (Cambi *et al.*, 2015; Islam *et al.*, 2015, Luna-Robles *et al.*, 2021).

En algunos estudios se ha demostrado que la respuesta del Nitrógeno en suelos bajo manejo forestal se considera como de dinámica alta, es decir, puede presentar pérdidas (Jones *et al.*, 2011; Kellman *et al.*, 2014), ganancias (Grand y Lavkulich, 2012) o ningún cambio, en función de la intensidad del aprovechamiento, tipo de vegetación y tipo de suelo. (Jerabkova *et al.*, 2011; Scott *et al.*, 2014). Nave *et al.* (2011) determinaron que después de 15 años de aplicación del tratamiento silvícola, las concentraciones totales de Carbono no presentan variaciones. Al respecto, Ruiz-Peinado *et al.* (2013) señalan que el Carbono se reduce considerablemente durante los primeros años (poscorta), con una tendencia de recuperación significativa en un período de 6 a 20 años después de la cosecha.

Según González-Rodríguez *et al.* (2019), la capa orgánica del suelo es una importante vía de nutrientes para los ecosistemas forestales, por lo que la ocurrencia de incendios forestales representa una amenaza potencial para el secuestro de Carbono por la biomasa y los recursos del suelo. Asimismo, Overby *et al.* (2002) citan que los incendios de alta severidad causan alta mortalidad en el estrato arbóreo, y las altas temperaturas (675 °C) consumen la mayor parte de la capa orgánica. Por otra parte, los incendios pueden ocasionar cambios en el ciclo de

nutrientes y en la estructura del suelo (Wohlgemuth *et al.*, 2006), por lo tanto, en el almacenamiento del carbono orgánico del suelo (COS) (North y Hurteau, 2011). Tales alteraciones se relacionan con la resiliencia de los ecosistemas ante los efectos de incendios forestales (Cadena-Zamudio *et al.*, 2020).

Los suelos tipo Umbrisol se caracterizan por tener un alto contenido de materia orgánica dentro del primer metro de profundidad, y niveles de pH muy ácidos (<5.5), se distribuyen principalmente en áreas templadas o frías, muchos umbrisoles están cubiertos de vegetación natural o casi natural, y ocupan en todo el mundo alrededor de 100 millones de hectáreas (FAO, 2016). En México, estos suelos cubren menos de 3 % de la superficie del país, 2.91 % de la superficie del estado de Durango, y específicamente 3.3 % del municipio Pueblo Nuevo (INEGI, 2010; Inegi, 2017).

Con base en lo anterior, el objetivo fue determinar el reservorio de N y la relación C:N en dos profundidades de un Umbrisol, en tres rodales con cortas de regeneración como tratamientos de manejo silvícola (Matarrasa, Árboles Padre y Selección), y un área regenerada posincendio con una antigüedad de ocho años de intervención, además de un control denominado rodal de Referencia.

Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en bosques del ejido La Ciudad en el municipio Pueblo Nuevo, Durango, México. La vegetación está compuesta principalmente por *Pinus duranguensis* Martínez, *P. cooperi* C. E. Blanco, *P. ayacahuite* C. Ehrenb. ex

Schltl., *Juniperus deppeana* Steud. y *Quercus sideroxila* Bonpl. (González-Elizondo *et al.*, 2012). La altitud media es de 2 583 m. El suelo dominante en la zona pertenece al tipo Umbrisol (Figura 1). La precipitación media anual es de 1 200 mm y la temperatura media anual de 18 °C (INEGI, 2010).

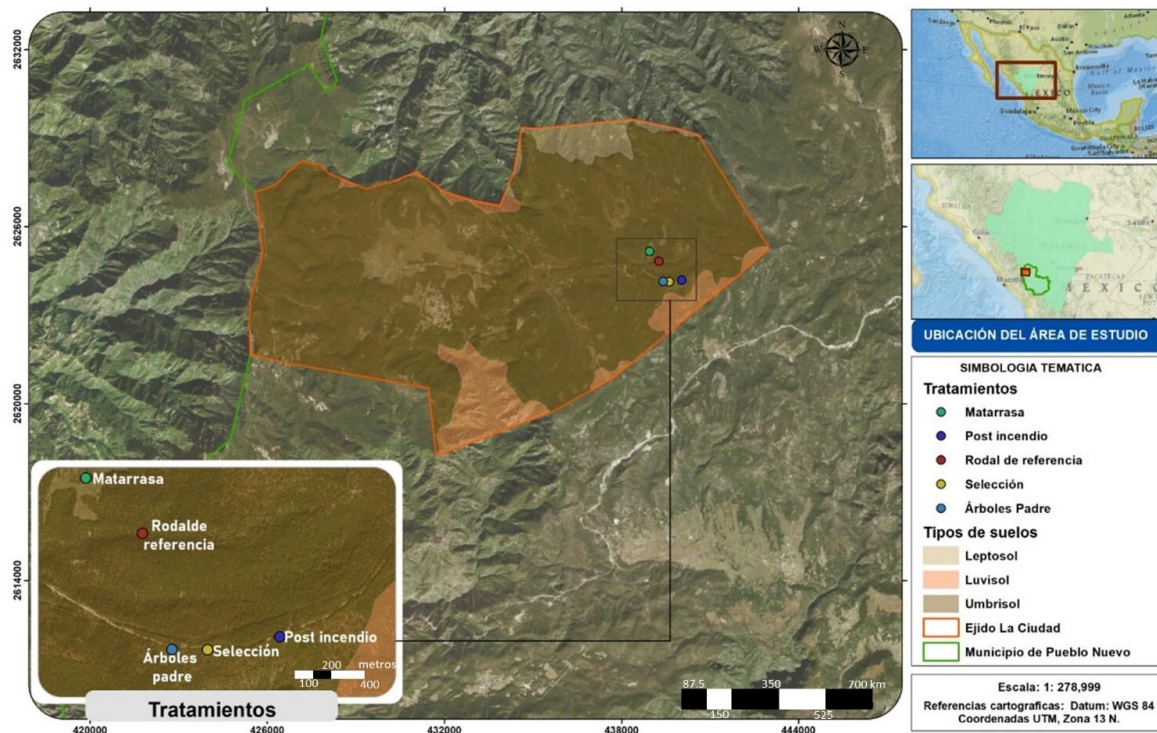


Figura 1. Localización del área de estudio.

Se evaluaron cinco rodales con distintas condiciones de manejo silvícola correspondientes a tres cortas de regeneración: Matarrasa, Árboles Padre y Selección, un área Posincendio regenerada en forma natural y un rodal denominado Referencia, considerado como tratamiento testigo o control, porque se asumió que representa el escenario original del suelo antes del manejo forestal y la ocurrencia

del incendio (Cuadro 1). El tiempo promedio de los rodales después de ser intervenidos es de ochos años, lo mismo para el rodal Posincendio.

Cuadro 1. Descripción de los rodales y tratamientos silvícolas.

Rodal	Superficie (ha)	Descripción
Matarrasa (M)	10.29	Extracción total del arbolado, actualmente en etapas de desarrollo entre brinzales y monte bravo.
Árboles Padre (AP)	9	Intensidad de corta del 80 %. Volumen inicial y posterior de 206.8 y 41.3 m ³ ha ⁻¹ .
Selección (S)	20	Intensidad de corta del 34 %. Volumen inicial y posterior de 223.8 y 147.4 m ³ ha ⁻¹ .
Posincendio (P-I)	10	Sin datos sobre la magnitud del incendio. Recibió un pre-aclareo (año 2017) cuando tenía una densidad de 10 000 individuos ha ⁻¹ .
Referencia (R)	4.35	Masa arbórea más próxima a aplicarse corta de regeneración considerando que el turno forestal ronda los 60 años, volumen de 231 m ³ ha ⁻¹ .

Muestreo del suelo

Con base en las características del suelo Umbrisol que incluyen un horizonte superficial profundo y contenidos altos de materia orgánica, en cada uno de los rodales se recolectaron ocho muestras compuestas de suelo (combinación de cuatro submuestras individuales, tomadas en el mismo rodal, para obtener

aproximadamente 1 kg de suelo) a dos profundidades (cuatro de 0-20 cm y cuatro de 20-40 cm), para un total de 40 muestras (Cantú y Yáñez, 2018), las cuales se llevaron al laboratorio de suelos de la Facultad de Ciencias Forestales en la Universidad Autónoma de Nuevo León, donde se secaron al aire, se cribaron pasándolas por un tamiz con apertura de malla de 2 mm y se almacenaron para su posterior análisis químico.

Determinación del Nitrógeno total y Carbono orgánico del suelo (COS) (%)

El contenido de Nitrógeno total del suelo se determinó con el método *Kjeldahl*, con un equipo destilador-titulador *Velp Scientifica* modelo UDK159, con base en Mamani *et al.* (2020). El COS se determinó a partir del contenido de la materia orgánica con el método *Walkley y Black* modificado (Cantú y Yáñez, 2018), en el cual el suelo se oxida con una solución estandarizada de dicromato de potasio; con el índice de *Van Bemmelen* se estimó el Carbono orgánico asumiendo que la materia orgánica posee 58 % de Carbono.

Determinación de la reserva de Nitrógeno en el suelo

En el Cuadro 2 se presentan los valores de la densidad aparente (g cm^{-3}) del suelo de los diferentes rodales analizados, determinada a partir del método gravimétrico (Luna *et al.*, 2021). Para calcular la reserva de Nitrógeno en Mg ha^{-1} se utilizó la siguiente relación (Madrigal *et al.*, 2019):

$$CN = N.T. * DA * P$$

Donde:

CN = Cantidad de Nitrógeno en el suelo (Mg ha^{-1})

$N.T.$ = Porcentaje de Nitrógeno total

DA = Densidad aparente (g cm^{-3})

P = Profundidad de muestreo (cm)

Cuadro 2. Valores medios de la densidad aparente del suelo para los rodales analizados.

Rodal	Densidad aparente (g cm^{-3})	
	0-20 cm	20-40 cm
Matarrasa	0.80	0.77
Árboles Padre	0.72	0.85
Selección	0.51	0.85
Posincendio	0.58	0.68
Referencia	0.58	0.69

Determinación de la relación C:N

La relación C:N se calculó a partir de los porcentajes de Carbono y Nitrógeno de las muestras de suelo para ambos intervalos de profundidad. En este caso, el resultado de la división es directamente proporcional a la disponibilidad de Nitrógeno respecto a Carbono, tal relación proporciona una estimación del grado de descomposición de la materia orgánica del suelo (Kirkby *et al.*, 2011; Castro *et al.*, 2019); particularmente, proporciones altas indicarían una baja disponibilidad de Nitrógeno en el suelo (Cantú y Yáñez, 2018).

$$\text{Relación C:N} = \frac{C.O.}{N.T.}$$

Donde:

C.O. = Carbono orgánico (%)

N.T. = Nitrógeno total (%)

Análisis estadístico

Para las variables Nitrógeno total (%), Carbono (%), relación C:N y reserva de Nitrógeno (Mg ha^{-1}), se aplicaron pruebas de normalidad de *Kolmogorov-Smirnov* y la de homogeneidad de varianzas de *Levene* (Rubio y Berlanga, 2012).

Con el fin de identificar diferencias estadísticas significativas ($P \leq 0.05$), se aplicó la prueba de *Kruskal-Wallis* (*KW*) con corrección de *Bonferroni* asumiendo no normalidad (Berlanga y Rubio, 2012) para ambas profundidades de suelo. El análisis se hizo con el paquete estadístico SPSS versión 22 (International Business Machines, 2013).

Resultados

El contenido de N para la profundidad de 0-20 cm varió entre 0.28 y 0.46 %; los rodales de Árboles Padre y Selección fueron el de mayor y menor porcentaje, respectivamente. Para el segundo intervalo de profundidad (20-40 cm) fluctuó entre 0.11 y 0.27 %, los rodales de Referencia y Matarrasa, representaron las áreas de menor y más contenido (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores medios de las variables analizadas por intervalo de profundidad.

Tratamiento	Intervalo de profundidad del suelo					
	0-20 cm			20-40 cm		
	NT (%)	CO (%)	C:N	NT (%)	CO (%)	C:N
Matarrasa	0.30	6.10	18.58	0.26	5.7	21.05
	(0.30-0.31)	(5.62-6.40)	(17.9-19.5)	(0.25-0.27)	(5-6.4)	(18.3-21.4)

Árboles Padre	0.46 (0.44-0.47)	8.58 (8.25-9.11)	18.8 (17.6-20)	0.18 (0.17-0.18)	2.63 (2.25-3.18)	14.5 (13.1-16.9)
Selección	0.28 (0.18-0.31)	6.63 (5.92-7.90)	24.7 (19.1-34.4)	0.18 (0.16-0.20)	6.63 (3.19-4.36)	20.0 (18.5-21.9)
Posincendio	0.43 (0.36-0.45)	7.92 (7.40-8.50)	18.3 (17.1-20.1)	0.25 (0.17-0.28)	4.52 (3.58-5-30)	19.0 (15.9 a 20.4)
Testigo	0.31 (0.30-0.32)	6.57 (6.07-7.36)	21.4 (20-22.9)	0.11 (0.09-0.12)	2.91 (2.72-3.20)	28.3 (24.8-31.5)

El Carbono orgánico para la primera profundidad de suelo (0-20 cm) osciló entre 6.10 y 8.58 % con el siguiente orden entre los rodales analizados: Árboles Padre > Posincendio > Selección > Referencia > Matarrasa. Para la profundidad de 20-40 cm, los registros de Carbono correspondieron al intervalo de 2.64 y 5.72 %, en el cual Árboles Padre y Matarrasa fueron las áreas con menor y mayor contenido de Carbono. El promedio de la relación C:N del suelo en ambas profundidades fue de 20.4. Los tratamientos Posincendio y Árboles Padre tuvieron la más baja relación C:N en ambas profundidades de suelo. El manejo silvícola mediante corta de Selección y el rodal de Referencia presentaron una alta relación C:N, respecto a los demás rodales analizados para la profundidad de 0-20 cm; mientras que para la profundidad 20-40 cm fueron los de Referencia y Matarrasa (Cuadro 3).

Particularmente, se determinó una disminución del Nitrógeno y Carbono conforme aumentó la profundidad del suelo en todos los rodales analizados (Figura 2).

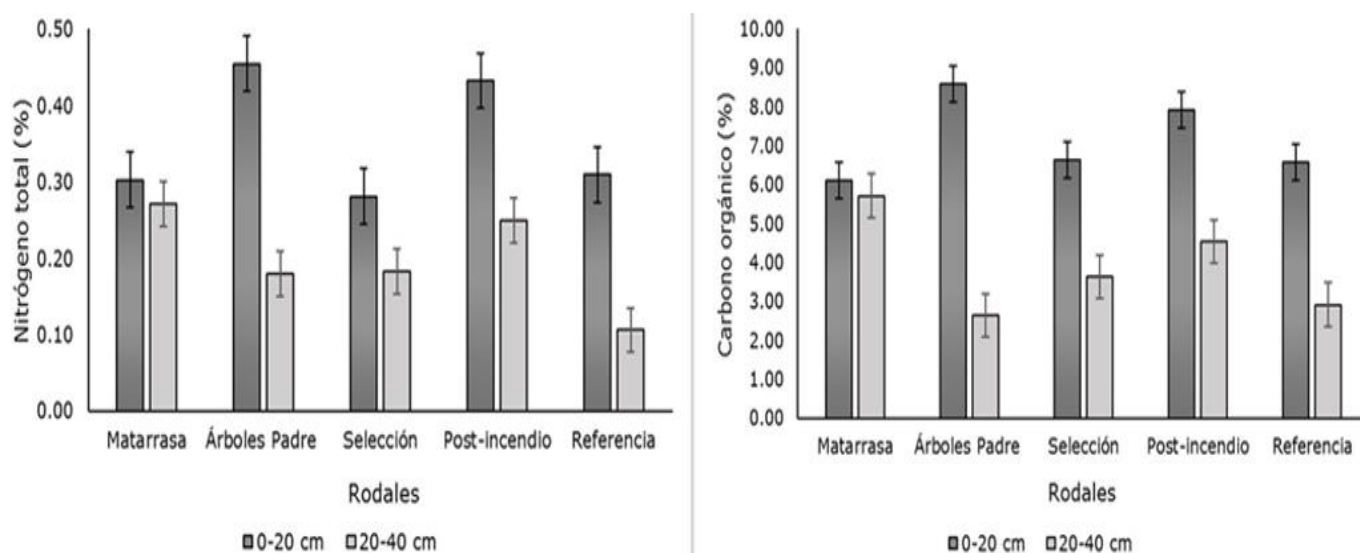


Figura 2. Valores medios del contenido de a) Nitrógeno total y b) Carbono orgánico por intervalo de profundidad.

Reservorio de Nitrógeno en el suelo

La reserva de Nitrógeno en el suelo Umbrisol para la profundidad 0-20 cm en los tratamientos silvícolas Matarrasa, Árboles Padre e Incendio forestal presentó incrementos en la reserva de N de 35.65 %, 84.48 % y 40.92 % respectivamente, en comparación con el rodal de Referencia (3.56 Mg ha^{-1}), mientras que el tratamiento Selección registró la menor reserva de Nitrógeno en los primeros 20 cm (2.95 Mg ha^{-1}).

Para la profundidad 20-40 cm, el Nitrógeno se redujo en todos los rodales, a excepción de el de Selección, el cual registró un ligero aumento respecto a la primera profundidad, sin embargo, los cuatro rodales mostraron valores por encima

del rodal de Referencia (1.47 Mg ha^{-1}) (Figura 3). Al considerar todo el perfil de 0-40 cm, la reserva de Nitrógeno presentó el siguiente orden descendente: Árboles Padre (9.63 Mg ha^{-1}) > Matarrasa (8.99 Mg ha^{-1}) > Posincendio (8.21 Mg ha^{-1}) > Selección (5.95 Mg ha^{-1}) > Referencia (5.03 Mg ha^{-1}).

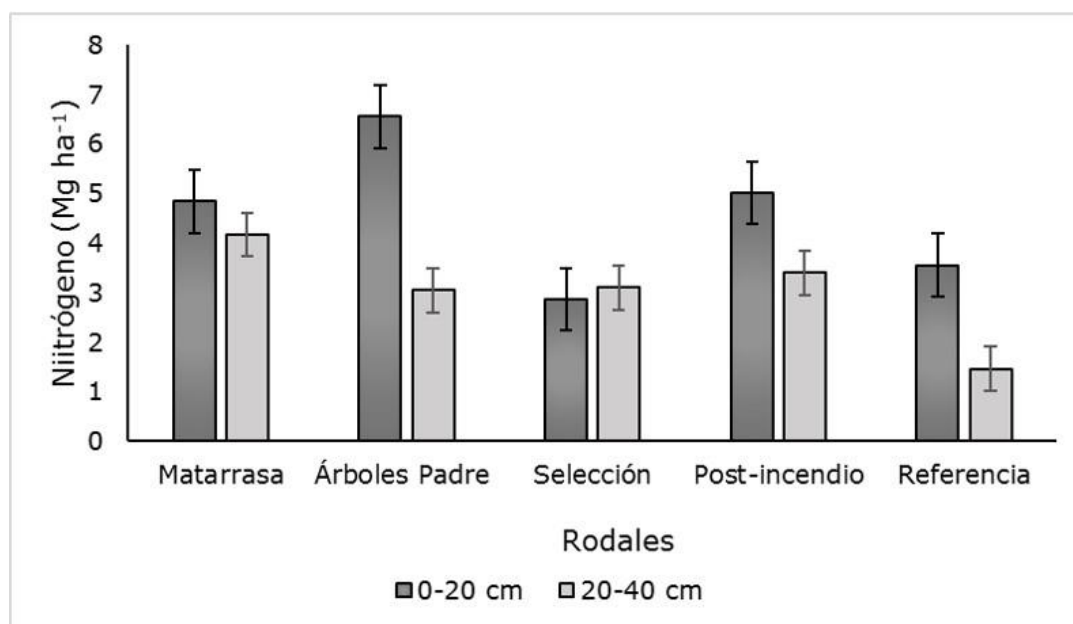


Figura 3. Valores medios de la reserva de Nitrógeno de los rodales para ambas profundidades.

Los resultados de las variables Nitrógeno total (%), Carbono (%), relación C:N y reserva de Nitrógeno (Mg ha^{-1}) evidenciaron diferencias estadísticas significativas para todas las variables (Cuadro 4).

Cuadro 4. Resultados de la prueba de *Kruskal-Wallis* para la comparación entre rodales para ambos intervalos de profundidad.

Estadísticos prueba KW	Carbono	Nitrógeno	C:N	N (Mg h⁻¹)
n (0-20 cm)	20	20	20	20
Grados de libertad	4	4	4	4
Chi cuadrada	14.80	14.50	12.10	11.92
Significancia	0.005*	0.006*	0.018*	0.030*
n (20-40 cm)	20	20	20	20
Grados de libertad	4	4	4	4
Chi cuadrada	17.30	15.79	15.42	16.41
Significancia	0.002*	0.002*	0.003*	0.002*

* Representa diferencias significativas ($P \leq 0.05$).

Las comparaciones múltiples con la prueba *post hoc* de *Kruskal-Wallis* y corrección de *Bonferroni*, detectaron diferencias significativas para las variables en ambas profundidades. Para la de 0-20 cm, no hubo diferencias significativas en Nitrógeno total entre los rodales para el contenido de Carbono orgánico, únicamente los pares de Matarrasa-Árboles Padre obtuvieron diferencias, la variable C:N tuvo solo una comparación significativa (Posincendio-Selección) y la reserva de Nitrógeno registró diferencias entre Selección-Árboles Padre y Referencia-Árboles Padre.

Para el segundo intervalo de profundidad (20-40 cm), las comparaciones de pares de Matarrasa-Referencia y Referencia-Posincendio fueron significativas para el Nitrógeno total; para el Carbono orgánico, Matarrasa-Referencia y Matarrasa-Árboles Padre, la relación C:N con el par Referencia-Árboles Padre; y para la reserva de Nitrógeno, solo se presentaron diferencias entre Matarrasa-Referencia (Cuadro 5).

Cuadro 5. Prueba *post hoc* de *Kruskal-Wallis* con corrección de *Bonferroni* para las variables analizadas.

Comparaciones por pareja	Nitrógeno total (%)		Carbono orgánico (%)		C:N		Reserva Nitrógeno (Mg ha ⁻¹)	
	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm
Matarrasa-Selección	1.000	1.000	1.000	0.727	1.000	1.000	0.422	0.486
Matarrasa-Posincendio	1.000	1.000	0.155	1.000	0.943	1.000	1.000	0.730
Matarrasa-Referencia	0.214	0.008*	1.000	0.021*	1.000	1.000	1.000	0.001*
Matarrasa-Árboles Padre	0.111	0.728	0.009*	0.003*	1.000	0.102	1.000	0.486
Selección-Referencia	1.000	0.828	1.000	1.000	1.000	0.558	1.000	0.639
Selección-Posincendio	0.231	1.000	1.000	1.000	0.050*	1.000	0.168	1.000
Selección-Árboles Padre	0.120	1.000	0.101	0.680	0.314	0.639	0.003*	1.000
Referencia-Árboles Padre	0.250	1.000	0.131	1.000	0.486	0.002*	0.023*	0.639
Referencia-Posincendio	0.131	0.034*	1.000	0.450	0.086	0.072	0.730	0.422
Posincendio-Árboles Padre	1.000	1.000	1.000	0.110	1.000	1.000	1.000	1.000

* Diferencias significativas con nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

Discusión

De acuerdo a la valoración de la NOM-021-RECNAT-2000 (Semarnat, 2002), los contenidos del Nitrógeno total (%) para el suelo son muy altos, atribuidos principalmente a las propiedades del Umbrisol que posee niveles de pH ácidos inferiores a 5.5 y altos contenidos de materia orgánica, con características muy recalcitrantes (resina, lignina y celulosa) (FAO, 2015), que en conjunto favorecen el establecimiento de hongos micorrícicos, los cuales en suelos forestales son más resistentes a pH ácidos que las bacterias nitrificadoras (Paul, 2015; Kamble y Bååth, 2016; Zhang *et al.*, 2016). Además, son los encargados de llevar a cabo los procesos

de transformación de las proteínas de la materia orgánica a sustancias nitrificadas (Havlin *et al.*, 1999).

Particularmente, los contenidos de Carbono orgánico y Nitrógeno total presentaron variabilidad entre los rodales sujetos a cortas de regeneración y el área regenerada Posincendio con el rodal de Referencia para ambas profundidades. Lo anterior coincide con Amundson *et al.* (2003), Thiffault *et al.* (2011), Achat *et al.* (2015) y Mushinski *et al.* (2017), quienes señalan que a *posteriori* de las cortas de regeneración e incendio, suelen presentarse y acelerarse diferentes transformaciones biogeoquímicas en el suelo, tales como la mineralización, humificación, desnitrificación, etc., y que pueden intervenir en existencias alteradas de Nitrógeno (ganancias o pérdidas). Según Steubing (2002), las cortas de regeneración e incendio modifican la cobertura del suelo y la estructura de la vegetación, porque intervienen sobre diversos factores abióticos como la humedad del suelo, viento, radiación, intercepción y temperatura, cuyo efecto combinado finalmente determina los balances de C, N y C:N del suelo.

Los hallazgos del presente estudio permiten inferir que después de ocho años de la intervención silvícola y ocurrencia del incendio forestal, la capacidad del reservorio de Nitrógeno del Umbrisol se incrementó en la profundidad 0-40 cm, lo que coincide con la respuesta del reservorio de Carbono para estos mismos rodales, el cual presentó un secuestro promedio de 149.89 Mg ha⁻¹ posterior a las cortas e incendio forestal (Luna *et al.*, 2022).

De acuerdo a lo anterior, las cortas de Matarrasa y Árboles Padre provocaron aumentos de 79 y 91 % en el reservorio de Nitrógeno respecto al rodal de Referencia. Tales tratamientos modificaron las condiciones bióticas y abióticas que definen la dinámica del Nitrógeno, por ejemplo, las tasas de incorporación de material orgánico al suelo (raíces, ramas, hojas) y la actividad de microorganismos

sintetizadores de Nitrógeno. Así mismo, la apertura de los doseles favoreció el establecimiento de pastos y arbustos con tasas de descomposición más altas que la vegetación arbórea (Thiffault *et al.*, 2011; Zehetgruber *et al.*, 2017).

Lo anterior contrasta con lo citado en otros estudios sobre aprovechamientos forestales intensivos similares, en los que se han determinado concentraciones bajas de Nitrógeno en rodales después de una década de ser intervenidos (Achat *et al.*, 2015; Foote *et al.*, 2015; Mushinski *et al.*, 2017).

La ocurrencia del incendio forestal influyó significativamente sobre el contenido de Nitrógeno total en los dos intervalos de profundidad del suelo. Se estimaron porcentajes superiores al de todos los rodales, a excepción de la segunda profundidad en el rodal con Matarrasa, resultados que concuerdan con lo registrado por Johnson y Curtis (2001) y de la Rosa *et al.* (2014), quienes documentan que un incendio forestal aumenta la cantidad y tasa de degradación de la MOS. Los autores agregan que el Nitrógeno total puede resultar en ganancias posteriores debido a la incorporación de residuos no quemados que incluyen el carbón vegetal, materia orgánica hidrófoba y el establecimiento de vegetación de rápido crecimiento posincendio, principalmente herbáceas y arbustivas.

Covington y Sackett (1992) y Certini (2005) señalan que en la parte superficial del suelo, el amonio es la principal forma inorgánica de Nitrógeno que se origina durante el incendio; después de semanas o meses, se forma el nitrato a partir del amonio; la nitrificación es inmediata si existen las bacterias nitrificadoras (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*), lo cual en el presente estudio es posible que ocurriese en menor grado debido al pH ácido del Umbrisol que inhibió la actividad bacteriana, y con ello disminuyó la disponibilidad de nitrógeno, y en consecuencia, se pudo presentar una lixiviación de nitratos.

Para la profundidad del suelo de 20-40 cm, se determinó que la reserva de Nitrógeno disminuyó de manera considerable para todos los rodales; esto coincide con Madrigal *et al.* (2019), quienes en bosques de oyamel, pino y pino-aile cuantificaron decrementos conforme aumentó la profundidad, aspecto que se vincula principalmente con la disminución de la cantidad de materia orgánica, así como con procesos como la asimilación por parte de la vegetación en los primeros centímetros, la lixiviación y volatilización del Nitrógeno.

Según Porta *et al.* (2014), para indicar que la materia orgánica está en un estado dinámico (mineralización), la relación C:N debe corresponder a un intervalo de 10 a 14. Galicia *et al.* (2016) definen que en bosques de pino-encino, se consideran óptimas las relaciones C:N cuando varíen entre 24 y 47. Los valores del presente estudio están en una relación promedio de 20.4 para ambas profundidades, lo cual indica que la tasa de la mineralización para el Umbrisol está ligeramente por encima de las condiciones óptimas.

Conclusiones

Las cortas de regeneración y la ocurrencia del incendio forestal contribuyen, ocho años después de su aplicación, a incrementar el reservorio de Nitrógeno en el suelo en comparación con el rodal de Referencia, por lo que las prácticas forestales aplicadas favorecen a la sustentabilidad del Umbrisol. Particularmente, las cortas de Matarrasa y Árboles Padre registran diferencias con el rodal de Referencia; estos tratamientos silvícolas, por su característica propia del manejo, aumentan la

incorporación de material orgánico al suelo (raíces, ramas, hojas), provocando incrementos de 79 a 91 % en el reservorio de N. La relación C:N promedio del suelo Umbrisol (20.4) está por abajo de los intervalos óptimos de C:N (24-47) para bosques de pino-encino.

Los resultados permitirán establecer criterios pre y posmanejo forestal, tales como la planeación de tratamientos complementarios de manejo silvícola con énfasis en aclareos, limpiezas, podas, quemadas controladas, preparación del sitio, manejo de residuos de cortas, entre otras, para conservar y mejorar las variables del suelo: C, N y C:N.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Unidad de Prestación de Servicios Ejidales Núm. 6 El Salto A. C. y al Conacyt por la beca de doctorado otorgada para el desarrollo de la investigación.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Israel Cantú Silva: planteamiento y dirección de la investigación, análisis estadísticos y redacción del manuscrito; Erik Orlando Luna Robles: trabajo de campo y laboratorio, análisis de datos y redacción del manuscrito.

Referencias

- Achat, D. L., C. Deleuze, G. Landmann, N. Pousse and L. Augusto. 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth—A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348:124-141. Doi: 10.1016/j.foreco.2015.03.042.
- Amundson, R., A. T. Austin, E. A. G. Schuur, K. Yoo, ... and W. T. Baisden. 2003. Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. *Global Biogeochemical Cycles* 17(1):1031. Doi: 10.1029/2002GB001903.
- Ayala-Montejo, D., A. I. Monterroso-Rivas, J. Baca-Del Moral, E. Escamilla-Prado, ... y E. Valdés-Velarde. 2020. Identificación de necesidades de investigación sobre la dinámica de carbono y nitrógeno en sistemas agroforestales de café en México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 23(3):1-16. <https://www.revista.ccba.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/view/3403/1499> (1 de enero de 2021).
- Batjes, N. H. 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 65(1):10-21. Doi: 10.1111/ejss.12114_2.
- Berlanga S., V. y M. J. Rubio H. 2012. Clasificación de pruebas no paramétricas. Cómo aplicarlas en SPSS. *REIRE Revista d'Innovació i Recerca en Educació* 5(2):101-113. Doi: 10.1344/reire2012.5.2528.
- Binkley, D. and R. F. Fisher. 2013. *Ecology and management of forest soils*. Wiley-Blackwell. Chichester, WS, UK. 456 p.

Burbano-Orjuela, H. 2016. El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. *Revista de Ciencias Agrícolas* 33(2):117-124. Doi: 10.22267/rcia.163302.58.

Cadena-Zamudio, D. A., J. G. Flores-Garnica, A. G. Flores-Rodríguez y M. E. Lomelí-Zavala. 2020. Efecto de incendios en la vegetación de sotobosque y propiedades químicas de suelo de bosques templados. *Agroproductividad* 13(4):65-72. Doi: <https://doi.org/10.32854/agrop.vi.1684>.

Cambi, M., G. Certini, F. Neri and E. Marchi. 2015. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *Forest Ecology and Management* 338(1):124-138. Doi: 10.1016/j.foreco.2014.11.022.

Cantú S., I. y M. I. Yáñez D. 2018. Efecto del cambio de uso de suelo en el contenido del carbono orgánico y nitrógeno del suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(45):122-151. Doi: 10.29298/rmcf.v9i45.138.

Castro G., S. L., A. Aldrete, J. López U. y V. M. Ordaz C. 2019. Caracterización física y química de sustratos con base en corteza y aserrín de pino. *Madera y Bosques*, 25(2): 10.21829/myb.2019.2521520.

Cerón R., L. E. y F. A. Aristizábal G. 2012. Dinámica del ciclo del Nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista Colombiana de Biotecnología* 14(1):285-295. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=77624081026>. (1 de enero de 2021).

Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143(1):1-10. Doi: 10.1007/s00442-004-1788-8.

Covington, W. W. and S. S. Sackett. 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management* 54(1-4):175-191. Doi: 10.1016/0378-1127(92)90011-W.

de la Rosa, J. M., H. Knicker, J. A. González-Pérez, F. J. González-Vila, N. T. Jiménez-Morillo y G. Almendros. 2014. Revisión de las investigaciones a nivel molecular sobre el impacto del fuego en la materia orgánica del suelo: Progresos en el siglo XXI. Cuadernos de investigación geográfica 40(2):387-402. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4847437> (1 de enero de 2021).

Di Gerónimo, P. F., C. C. Videla y P. Laclau. 2018. Distribución de carbono y nitrógeno orgánico en fracciones granulométricas de suelos bajo pastizales, agricultura y forestaciones. Ciencia del Suelo 36(1):11-22. <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v36n1/v36n1a02.pdf>. (5 de enero de 2021).

Foote, J. A., T. W. Boutton and D. A. Scott. 2015. Soil C and N storage and microbial biomass in US southern pine forests: Influence of forest management. Forest Ecology and Management 355:48-57. Doi: 10.1016/j.foreco.2015.03.036.

Galicia, L., A. M. Gamboa C., S. Cram, B. Chávez V., V. Peña R., V. Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. Terra Latinoamericana 34(1):1-29. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000100001. (5 de enero de 2021).

Gamarra L., C. C., M. I. Díaz L., M. Vera de Ortíz, M. P. Galeano y A. J. N. Cabrera C. 2018. Relación carbono-nitrógeno en suelos de sistemas silvopastoriles del Chaco paraguayo. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 9(46):4-25. Doi: 10.29298/rmcf.v9i46.134.

González-Elizondo, M. S., M. González-Elizondo, J. A. Tena-Flores, L. Ruacho-González e I. L. López-Enríquez. 2012. Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: Una síntesis. Acta Botánica Mexicana 100():351-403. Doi: 10.21829/abm100.2012.40.

González-Rodríguez, H., J. M. López-Hernández, R. G. Ramírez-Lozano, M. V. Gómez-Meza, I. Cantú-Silva, J. I. Sarquís-Ramírez and A. Mora-Olivo. 2019. Litterfall deposition and nutrient return in pine-oak forests and scrublands in northeastern Mexico. *Madera y Bosques* 25(3):1-16. Doi: 10.21829/myb.2019.2531514.

Grand, S. and L. M. Lavkulich. 2012. Effects of forest harvest on soil carbon and related variables in Canadian Spodosols. *Soil Science Society of America Journal* 76(5):1816-1827. Doi: 10.2136/sssaj2012.0103.

Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale and W. L. Nelson. 1999. *Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management*. Prentice-Hall Inc. Bergen, NJ, USA. 499 p.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). 2017. *Anuario estadístico y geográfico de Durango 2017*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). Aguascalientes, Ags., México. 501 p. https://datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/DGO_ANUARIO_PDF.pdf. (22 de diciembre de 2020).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2010. *Compendio de información geográfica municipal 2010*. Pueblo Nuevo, Durango. 10023. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/10/10023.pdf. (4 de enero de 2021).

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2014. *AR5 Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability*. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>. (29 de diciembre de 2020).

International Business Machines (IBM). 2013. *IBM SPSS Statistics for Windows, version 22.0*. Armonk, NY, USA. IBM Corp. <https://www.ibm.com/mx-es/analytics/spss-statistics-software> (5 de enero de 2022).

- Islam, M., A. Dey and M. Rahman. 2015. Effect of tree diversity on soil organic carbon content in the homegarden agroforestry system of North-Eastern Bangladesh. *Small-scale Forestry* 14(1):91–101. Doi: 10.1007/s11842-014-9275-5.
- Jerabkova, L., C. E. Prescott, B. D. Titus, G. D. Hope and M. B. Walters. 2011. A metaanalysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research* 41(9):1852-1870. Doi: 10.1139/x11-087.
- Johnson, D. W. and P. S. Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140(2-3):227-238. Doi: 10.1016/S0378-1127(00)00282-6.
- Jones, H. S., P. N. Beets, M. O. Kimberley and L. G. Garrett. 2011. Harvest residue management and fertilisation effects on soil carbon and nitrogen in a 15-year-old *Pinus radiata* plantation forest. *Forest Ecology and Management* 262(3):339-347. Doi: 10.1016/j.foreco.2011.03.040.
- Jurgensen, M.; R. Tarpey, J. Pickens, R. Kolka and B. Palik. 2012. Long-term effect of silvicultural thinnings on soil carbon and nitrogen pools. *Soil Science Society of America Journal* 76(4):1418-1425. Doi: 10.2136/sssaj2011.0257.
- Kamble, P. N. and E. Bååth. 2016. Comparison of fungal and bacterial growth after alleviating induced N-limitation in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 103:97-105. Doi: 10.1016/j.soilbio.2016.08.015.
- Kellman, L., S. Kumar and A. Diochon. 2014. Soil nitrogen dynamics within profiles of a managed moist temperate forest chronosequence consistent with long-term harvesting-induced losses. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 119(7):1309-1321. Doi: 10.1002/2013JG002469.

Kirkby, C. A., J. A. Kirkegaard, A. E. Richardson, L. J. Wade, C. Blanchard and G. Batten. 2011. Stable soil organic matter: A comparison of C:N:P:S ratios in Australian and other world soils. *Geoderma* 163(3-4):197-208. Doi: 10.1016/j.geoderma.2011.04.010.

Kurth, V. J., A. W. D'Amato, B. J. Palik and J. B. Bradford. 2014. Fifteen-year patterns of soil carbon and nitrogen following biomass harvesting. *Soil Science Society of America Journal* 78(2):624-633. Doi: 10.2136/sssaj2013.08.0360.

Luna-Robles, E. O., I. Cantú-Silva, H. González-Rodríguez, J. Marmolejo-Monsiváis, ... and S. J. Béjar-Pulido. 2021. Effects of forest management on the physical and hydrological properties of an Umbrisol in the *Sierra Madre Occidental*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales* 27(1):19-32. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2019.11.085.

Luna R., E. O., I. Cantú-Silva and S. J. Bejar P. 2022. Soil organic carbon changes in an umbrisol under different silvicultural treatments in a temperate forest in northwestern Mexico. *Journal of Sustainable Forestry*:1-16. Doi: 10.1080/10549811.2022.2043904.

Madrigal R., S., D. C. Acevedo, E. Hernández A. y J. L. Romo L. 2019. Influencia de la cobertura, pendiente y profundidad, sobre el Carbono y Nitrógeno del suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 10(51):201-223. Doi: 10.29298/rmcf.v10i51.113.

Mamani, M., R. Miranda, M. A. López, E. Yujra, M. López y A. Chuquimia. 2020. Validación del método Kjeldahl en la determinación del Nitrógeno Mineral, mediante el uso de Cloruro Potasio. *Apthapi* 6(2):1917-1925. <http://apthapi.agro.umsa.bo/index.php/ATP/article/view/60/56>. (29 de diciembre de 2020).

Murray, J. and D. King. 2012. Climate policy: Oil's tipping point has passed. *Nature* (481):433-435. Doi: 10.1038/481433a.

Mushinski, R. M., T. J. Gentry, R. J. Dorosky and T. W. Boutton. 2017. Forest harvest intensity and soil depth alter inorganic nitrogen pool sizes and ammonia oxidizer community composition. *Soil Biology and Biochemistry* 112:216-227. Doi: 10.1016/j.soilbio.2017.05.015.

Mushinski, R. M., T. W. Boutton and D. A. Scott. 2017. Decadal-scale changes in forest soil carbon and nitrogen storage are influenced by organic matter removal during timber harvest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 122(4), 846-862. Doi: 10.1002/2016JG003738.

Nave, L. E., E. D. Vance, C. W. Swanston and P. S. Curtis. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259(5):857–866. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.12.009.

North, M. P. and M. D. Hurteau. 2011. High-severity wildfire effects on carbon stocks and emissions in fuels treated and untreated forest. *Forest Ecology and Management* 261(6):1115–1120. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.12.039.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2016. Base referencial mundial del recurso suelo 2014. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Actualización 2015. Informes sobre recursos mundiales de suelos. FAO. Roma, Italia. 218 p. <http://www.fao.org/3/i3794es/I3794es.pdf>. (19 de diciembre de 2021).

Overby, S. T., S. C. Hart and D. G. Neary. 2002. Impacts of natural disturbance on soil carbon dynamics in forest ecosystems. In Kimble, J. M., L. S. Heath, R. A. Birdsey and R. Lal. (Eds.). *The potential of U. S. forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. CRC Press. Boca Raton, FL, USA. pp. 159–172.

Paul, E. A. 2015. Soil microbiology, ecology and biochemistry. Academic Press. Waltham, MA, USA. 598 p.

Porta, J., M. López-Acevedo y R. M. Poch. y 2014. Edafología: uso y protección de suelos. Ediciones Mundi-Prensa Libros. Comunidad de Madrid, Mad., España. 624 p.

Rubio H., M. J. y V. Berlanga S. 2012. Cómo aplicar las pruebas paramétricas bivariadas *t* de Student y ANOVA en SPSS. Caso práctico. REIRE Revista d'Innovació i Recerca en Educació 5(2):83-100. Doi: 10.1344/reire2012.5.2527.

Ruiz-Peinado, R., A. Bravo-Oviedo, E. Lopez-Senespleda, G. Montero and M. Río. 2013. Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? European Journal of Forest Research 132(2):253–262. Doi: 10.1007/s10342-012-0672-z.

Scott, D. A., R. J. Eaton, J. A. Foote, B. Vierra, T. W. Boutton, G. B. Blank and K. Johnsen. 2014. Soil ecosystem services in loblolly pine plantations 15 years after harvest, compaction, and vegetation control. Soil Science Society of America Journal 78(6):2032-2040. Doi: 10.2136/sssaj2014.02.0086.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2002. NOM-021-RECNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. Segunda edición. 31 de diciembre de 2002. México, D. F. México. pp 1-73 p. <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>. (8 de enero de 2021).

Slesak, R. A., S. H. Schoenholtz, T. B. Harrington and N. A. Meehan. 2011. Initial response of soil carbon and nitrogen to harvest intensity and competing vegetation control in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) plantations of the Pacific Northwest. Forest Science 57(1):26-35. Doi: 10.1093/forestscience/57.1.26.

Slesak, R. A. 2013. Soil temperature following logging-debris manipulation and aspen regrowth in Minnesota: Implications for sampling depth and alteration of soil processes. *Soil Science Society of America Journal* 77(5):1818-1824. Doi: 10.2136/sssaj2013.01.0022.

Steubing, L. 2002. *Métodos de ecología vegetal*. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 345 p.

Suárez M., G., A. Campos C. y L. Cruz H. 2015. Dinámica del carbono y nitrógeno del suelo en ecosistemas de la costa tropical seca, en la mancha (CICOLMA), Veracruz, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 18(3):347-361. <https://www.redalyc.org/pdf/939/93944043009.pdf>. (1 de enero de 2021).

Thiffault, E., K. D. Hannam, D. Paré, B. D. Titus, ... and S. Brais. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests—A review. *Environmental Reviews* 19:278-309. Doi: 10.1139/a11-009.

Veni, V. G., Ch. Srinivasarao, K. S. Reddy, K. L. Sharma and A. Rai. 2020. Soil health and climate change. In: Vara P., M. N. and M. Pietrzykowski (eds.). *Climate Change and Soil Interactions*. Elsevier. Radarweg, Amsterdam, NH, Netherlands. pp 751-767.

Wic B., C., M. Andrés-Abellán, M. E. Lucas-Borja, E. Martínez-García, F. A. García-Morote, E. Rubio and F. R. López-Serrano. 2013. Thinning and recovery effects on soil properties in two sites of a Mediterranean forest, in Cuenca Mountain (South-eastern of Spain). *Forest Ecology and Management* 308:223-230. Doi: 10.1016/j.foreco.2013.06.065.

Wohlgemuth, P. M., K. Hubbert and M. J. Arbaugh. 2006. Fire and physical environment Interactions: soil, water, and air. In Sugihara, N. G., J. W. Van Wagendonk, J. F. Kaufman, K. E. Shaffer and A. E. Thode (Eds.). *Fire in California's Ecosystem*. University of California Press. Berkeley, CA, USA. pp. 75–93

Yuan, Z. Y. and H. Y. H. Chen. 2012. A global analysis of fine root production as affected by soil nitrogen and phosphorus. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1743):3796-3802. Doi: 10.1098/rspb.2012.0955.

Zehetgruber, B., J. Kobler, T. Dirnböck, R. Jandl, R. Seidl and A. Schindlbacher. 2017. Intensive ground vegetation growth mitigates the carbon loss after forest disturbance. *Plant and soil* 420(1):239-252. Doi: 10.1007/s11104-017-3384-9.

Zhang, Q., J. Wu, F. Yang, Y. Lei, Q. Zhang and X. Cheng. 2016. Alterations in soil microbial community composition and biomass following agricultural land use change. *Scientific Reports* 6:1-10. Doi: 10.1038/srep36587.

Zhou, X., Y. Zhou, C. Zhou, Z. Wu, ... J. Gan. 2015. Effects of cutting intensity on soil physical and chemical properties in a mixed natural forest in southeastern China. *Forests* 2015 6(12):4495-4509. Doi: 10.3390/f6124383.



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.