



DESCOMPOSICIÓN Y LIBERACIÓN DE NITRÓGENO DE LOS RESIDUOS DE CAÑA DE AZÚCAR (*Saccharum officinarum* L.) COMBINADOS CON EL FOLLAJE DE PLANTAS LOCALES †

[DECOMPOSITION AND NITROGEN RELEASE OF SUGAR CANE (*Saccharum officinarum* L.) RESIDUES COMBINED WITH THE FOLIAGE OF LOCAL PLANTS]

F. Casanova-Lugo¹, A. Escobedo-Cabrera¹, B. B. Dzib-Castillo²,
A. Cabañas-Gallardo¹, P. J. Ramírez-Barajas^{1*}, E. C. Yam-Chalé¹
and L. A. Lara-Pérez¹

¹Tecnológico Nacional de México Campus I.T. de la Zona Maya. Carretera Chetumal-Escárcega km 21.5, Ejido Juan Sarabia, C.P. 77960, Othón P. Blanco, Quintana Roo, México. Email: pirbarajas@gmail.com

² Tecnológico Nacional de México Campus I.T. de Chiná. Calle 11, Col. Centro Chiná, C.P. 24050, Campeche, México.

*Corresponding author

SUMMARY

Background: Green post-harvest sugarcane residues (*Saccharum officinarum*) present low rates of decomposition and N release in the short term when integrated into the production system. Combining *S. officinarum* residues with the foliage of local plants rich in nitrogen could be an alternative to accelerate the decomposition process of residues with a positive impact on soil conservation. **Objective:** To evaluate and compare the decomposition patterns and potential release of N to the soil of the residues of *S. officinarum* variety MEX 69-290, with the addition of different foliage such as *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala* and *Tithonia diversifolia*, in southern Quintana Roo. **Methodology:** The treatments evaluated were the following: Clitoria + MEX 69-290, Leucaena + MEX 69-290, Tithonia + MEX 69-290, and MEX 69-290 (control). The materials were placed in decomposition bags and incubated on the ground in four periods (15, 30, 60 and 120 days), in a completely randomized design. The contents of dry matter, nitrogen and lignin were determined for the initial and remaining material in each period. **Results:** With the integration of local plants, a significant increase in the percentage of decomposition and release of N was obtained. After 120 days of evaluation, the decomposition values were 71.3, 50.4, 48.1 and 33.5%, for the Tithonia + MEX 69-290, Clitoria + MEX 69-290, Leucaena + MEX 69-290, and MEX 69-290 control, respectively. Likewise, the potential N release values were 98.2, 95.3, 92.9 and 58.7%, for Tithonia + MEX 69-290, Leucaena + MEX 69-290, Clitoria + MEX 69-290, and MEX 69-290 control. The Tithonia + MEX 69-290 treatment had the highest relative decomposition rate (0.009 g g⁻¹ day⁻¹) and a high potential N release rate (0.053 g g⁻¹ day⁻¹), compared to the other treatments. **Implications:** The integration of N-rich plants can increase the decomposition and release of N from sugarcane residues, with potential in plant assimilation from the first crop cycle, reduce the application of nitrogen fertilizer and increase sugarcane yields. in the region. **Conclusion:** The combination of *S. officinarum* residues with foliage of local plants, particularly *T. diversifolia*, could be considered a viable strategy to accelerate the decomposition process and release of N in residues on the edaphoclimatic conditions of southern Quintana Roo.

Key words: *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala*, MEX 69-290, *Tithonia diversifolia*, vegetable additives.

RESUMEN

Antecedentes: Los residuos de caña de la postcosecha en verde (*Saccharum officinarum*) presentan bajas tasas de descomposición y liberación de N a corto plazo al integrarse al sistema productivo. Combinar los residuos de *S. officinarum* con el follaje de plantas locales ricas en nitrógeno podría ser una alternativa para acelerar el proceso de descomposición de los residuos con un impacto positivo en la conservación de los suelos. **Objetivo:** Evaluar y comparar los patrones de descomposición y liberación potencial de N al suelo de los residuos de *S. officinarum* variedad

† Submitted October 25, 2023 – Accepted March 12, 2024. <http://doi.org/10.56369/tsaes.5228>



Copyright © the authors. Work licensed under a CC-BY 4.0 License. <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ISSN: 1870-0462.

ORCID: F. Casanova-Lugo <http://orcid.org/0000-0003-2485-9170>; A. Escobedo-Cabrera <http://orcid.org/0000-0002-5803-6060>; B. B. Dzib-Castillo <http://orcid.org/0000-0003-0965-330X>; A. Cabañas-Gallardo <http://orcid.org/0009-0001-8658-4689>; P. J. Ramírez-Barajas <http://orcid.org/0000-0002-6887-0665>; E. C. Yam-Chalé <http://orcid.org/0000-0002-4035-6461>; L. A. Lara-Pérez <http://orcid.org/0000-0003-1617-6441>

MEX 69-290, con la adición de diferentes follajes de plantas locales como *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala* y *Tithonia diversifolia*, en el sur de Quintana Roo. **Metodología:** Los tratamientos evaluados fueron los siguientes: Clitoria + MEX 69-290, Leucaena + MEX 69-290, Tithonia + MEX 69-290, y MEX 69-290 (testigo). Los materiales fueron colocados en bolsas de descomposición e incubadas sobre el suelo en cuatro periodos (15, 30, 60 y 120 días), en un diseño completamente al azar. Al material inicial y remanente en cada periodo se les determinó los contenidos de materia seca, nitrógeno y lignina. **Resultados:** Con la integración de plantas locales, se obtuvo un aumento significativo en el porcentaje de descomposición y liberación de N. A los 120 días de evaluación, los valores de descomposición fueron de 71.3, 50.4, 48.1 y 33.5%, para los tratamientos de Tithonia + MEX 69-290, Clitoria + MEX 69-290, Leucaena + MEX 69-290, y MEX 69-290 testigo, respectivamente. Asimismo, los valores de liberación potencial de N fueron de 98.2, 95.3, 92.9 y 58.7%, para Tithonia + MEX 69-290, Leucaena + MEX 69-290, Clitoria + MEX 69-290, y MEX 69-290 testigo. El tratamiento Tithonia + MEX 69-290 tuvo la mayor tasa de descomposición relativa ($0.009 \text{ g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y una alta tasa de liberación potencial de N ($0.053 \text{ g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$), comparado con los demás tratamientos. **Implicaciones:** La integración de plantas ricas en N puede aumentar la descomposición y liberación de N de los residuos de caña, con potencial en la asimilación de la planta desde el primer ciclo de cultivo, reducir la aplicación de fertilizante nitrogenado y aumentar los rendimientos de caña en la región. **Conclusión:** La combinación de residuos de *S. officinarum* con follaje de plantas locales, particularmente *T. diversifolia*, podría considerarse una estrategia viable para acelerar el proceso de descomposición y liberación de N de dichos residuos en las condiciones edafoclimáticas del sur de Quintana Roo.

Palabras clave: aditivos vegetales; *Clitoria ternatea*; *Leucaena leucocephala*; MEX 69-290; *Tithonia diversifolia*.

INTRODUCCIÓN

En México, la siembra de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) cubre 1,778,125 ha con una producción anual de 54,188,609 ton con un aporte aproximado del 3.8% de la producción global anual, ubicando a México en el sexto lugar a nivel mundial (Sarker *et al.*, 2017; Senties-Herrera *et al.*, 2017; OCDE/FAO, 2020). La producción de caña forma parte integral de la economía rural de 184, 000 agricultores en 227 municipios de 15 estados de México, y genera 3.2 millones de trabajos directos e indirectos (Aguilar-Rivera *et al.*, 2018). Los rendimientos del cultivo de caña en México son muy heterogéneos debido a las diferentes condiciones socioeconómicas, ambientales y agrícolas (Senties-Herrera *et al.*, 2017). La mejor competitividad en producción anual se presenta en la región centro, pacífico y noreste con un rendimiento entre 90-130 t ha⁻¹ y una productividad media a baja en la región del golfo y sureste de México menor a 70 t ha⁻¹ (Aguilar-Rivera, 2011).

En Quintana Roo, actualmente se cultivan 28,421 ha de caña, con un rendimiento promedio en los últimos cinco años de 44 a 60 t ha⁻¹ (SADER, 2021). Los principales problemas en los bajos rendimientos derivan de diferentes problemas como: insuficiente tecnología, falta de recursos hídricos, falta de variedades mejoradas, plagas y enfermedades, baja biodiversidad y nutrientes del suelo, y alto contenido de fibras en los tallos (Aguilar-Rivera *et al.*, 2012). Los bajos rendimientos de caña, han resultado en un incremento en aplicación de agroquímicos, y apertura de nuevas tierras que cada año tienen un alto impacto en la deforestación de la región (Aguilar-Rivera *et al.*, 2018; Ellis *et al.*, 2020). Aunado a estas actividades, en la mayoría de los cultivos de caña es común la práctica de la quema de cañaverales para la zafra, lo que ocasiona mayor contaminación al ambiente debido

a la liberación de emisiones de CO₂ a la atmósfera que ocasiona riesgos para la salud (Múgica-Álvarez *et al.*, 2015; 2018). Estas prácticas, en combinación con el uso intensivo de agroquímicos, alteran drásticamente la biodiversidad y sus funciones ecológicas (Steffan-Dewenter *et al.*, 2007; Franco *et al.*, 2016; Degefa y Saito, 2017; de Andrade *et al.*, 2020).

La quema de la caña genera una pérdida de más del 70% de los nutrientes y materia orgánica de los residuos postcosecha (Mitchell *et al.*, 2000). En contraparte, la cosecha verde manual y mecanizada, sin quema, genera una gran cantidad de residuos que oscilan entre 10 a 21 t ha⁻¹, que se pueden incorporar al sistema como una estrategia de sostenibilidad, disminuyendo el impacto negativo al ambiente y a la salud humana (Carvalho *et al.*, 2017; Criado *et al.*, 2022). Con un manejo adecuado de los residuos se puede reducir la aplicación de fertilizantes nitrogenados y favorecer los almacenamientos de carbono a largo plazo (Vitti *et al.*, 2011; Fortes *et al.*, 2012).

El nitrógeno (N) es un elemento esencial para el crecimiento y para aumentar la productividad de la caña (Kee Kwong *et al.*, 1987; Robinson *et al.*, 2013). No obstante, la alta relación C:N (> 70) en los residuos de la caña, puede generar una inmovilización intensa de N por parte de los microorganismos del suelo y una lenta liberación de N que puede ir del 3 al 30% en un año (Meier *et al.*, 2006). Por lo tanto, el aporte del N proveniente de los residuos de caña, con un contenido promedio de 4.5 a 5.4 g kg⁻¹, no beneficia la nutrición de la caña a corto plazo, debido a la lenta liberación y alta proporción C:N (Oliveira *et al.*, 1999, 2002; Fortes *et al.*, 2012). Por lo cual, se deben buscar estrategias para incrementar los rendimientos y mejorar la tasa de descomposición y liberación de N en el ciclo de cultivo. De lo contrario, la acumulación de residuos a

largo plazo podría mostrar efectos negativos en la producción de biomasa, productividad y limitar labores agrícolas, así como aumentar la incidencia de plagas y enfermedades y la liberación de N_2O y CO_2 , con los subsecuentes incrementos de costos (Campos, 2010; Fortes *et al.*, 2012; Dinardo-Miranda y Fracasso, 2013; Vargas *et al.*, 2014; Lisboa *et al.*, 2019). La dinámica de descomposición y liberación de nutrientes dependerá de la variedad de caña, la edad del cultivo, el tipo de suelo, condiciones climáticas y microorganismos del suelo (Oliveira *et al.*, 2003; Fortes *et al.*, 2012; Marin *et al.*, 2014). Calcular la cantidad de biomasa que se requiere para optimizar el cultivo de caña permite que el excedente sea utilizado para otros fines económicos en la región (de Aquino *et al.*, 2017; Carvalho *et al.*, 2017). Sin embargo, la baja tasa de descomposición y lenta liberación de nutrientes de la caña es un factor limitante para el manejo de los residuos de la caña. En el sureste de México, los estudios relacionados con la descomposición y liberación de nutrientes al suelo provenientes de los residuos de *S. officinarum* son limitados (Hernández *et al.*, 2003; Showler, 2023). No obstante, existe un gran interés por parte de los productores locales en establecer estrategias para el manejo agroecológico de los residuos (Showler, 2023). Más aun, es necesario acelerar la integración de residuos al suelo a través de estrategias que permitan el uso de recursos vegetales locales como promotores de la descomposición (Hemwong *et al.*, 2008; Petit-Aldana *et al.*, 2012). Estudios como el de Parrotta (1999), muestran que en plantaciones multi especie el aporte de hojarasca es mayor que en cultivos monoespecíficos, por lo tanto, son sistemas más productivos y con mayor aportación de nutrientes por la descomposición de materia orgánica, aunque aún son pocos los estudios en regiones tropicales (Kumar, 2008). En este sentido, combinar diferentes materiales vegetales, como los residuos de *S. officinarum*, con el follaje de plantas locales ricas en nutrientes, podría ser una estrategia que permita acelerar las tasas de descomposición global y aumentar los nutrimentos del suelo (Segura-Rosel *et al.*, 2012). Ante esta situación, surge la necesidad de realizar prácticas de manejo de los residuos de *S. officinarum* después de la cosecha, con el propósito de hacer un uso eficiente de los residuos y que los productores cuenten con alternativas sustentables que beneficien al suelo y al medio ambiente (Hemwong *et al.*, 2008; Mora, 2015). Algunas plantas prometedoras para acelerar la descomposición y liberación de nutrientes son *Clitoria ternatea* L. (Fabaceae), *Leucaena leucocephala* Lam. (Fabaceae), y *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray (Asteraceae). Estas especies se encuentran ampliamente distribuidas en la Península de Yucatán y destacan por los altos contenidos de N en su follaje, lo que podría favorecer los procesos de descomposición de los residuos de *S. officinarum* (Hemwong *et al.*,

2008; Partey *et al.*, 2011). Sin embargo, también poseen diversos compuestos químicos como los metabolitos secundarios (fenoles, taninos totales, taninos condensados), que podrían limitar el proceso de descomposición (Cabañas-Gallardo, 2021). Al respecto, García-Ferrer *et al.* (2016), muestran que *C. ternatea* puede aportar mayor cantidad de metabolitos secundarios que otras fabáceas (e.g. *Arachis pintoi*, *Stylosanthes guianensis* y *Pueraria phaseoloides*); no obstante, se puede controlar a favor del cultivo con un manejo temporal del corte y rebrote. Hernández *et al.*, (2005), reportaron que el uso de *L. leucocephala* intercalado con restos de caña aportaron mayor porcentaje de biomasa que las otras dos especies locales evaluadas (i.e. *Albizia lebbek* y *Gliricidia sepium*); además es más sostenible en el tiempo, comparado incluso con el monocultivo de caña. En cuanto a *T. diversifolia*, existen pocos estudios donde se incorporan sus desechos en el cultivo de caña; sin embargo, se ha evaluado su aportación en el compostaje de restos de café para mejorar cultivos de acelga (*Beta vulgaris*), donde incrementó el rendimiento y mejoraron las propiedades químicas del suelo (Moriones-Ruiz y Montes-Rojas, 2017). Por lo anterior, el objetivo del estudio fue evaluar y comparar los patrones de descomposición y liberación potencial de N al suelo de los residuos de la cosecha de *S. officinarum* variedad MEX 69-290, con la adición de diferentes follajes de plantas locales (*L. leucocephala*, *C. ternatea* y *T. diversifolia*), bajo las condiciones edafoclimáticas del sur de Quintana Roo, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo la comunidad Sergio Butron Casas localizado a 33 kilómetros de la carretera Chetumal-Escárcega, en el municipio de Othón P. Blanco (18° 30' 56" N y 88° 34' 09" O), durante el periodo de junio a octubre de 2022. El clima de la zona es cálido subhúmedo tipo Aw₁: cálido húmedo con lluvias en verano y parte del invierno (García, 1988). Las condiciones climáticas durante el año 2022 fueron monitoreadas mensualmente con una estación meteorológica WatchDog 2800®. La temperatura máxima anual fluctuó entre los 28 y 33 °C, mientras que la temperatura mínima osciló entre 19 y 25 °C. La precipitación anual fue de 1084.7 mm y el 67% del total se concentró durante el periodo de evaluación (Figura 1).

El sitio de estudio se encuentra aproximadamente a 15 metros sobre el nivel del mar y su topografía es plana. Los suelos predominantes de la zona son los vertisoles de acuerdo con la clasificación de la IUSS Working Group WRB (2022).

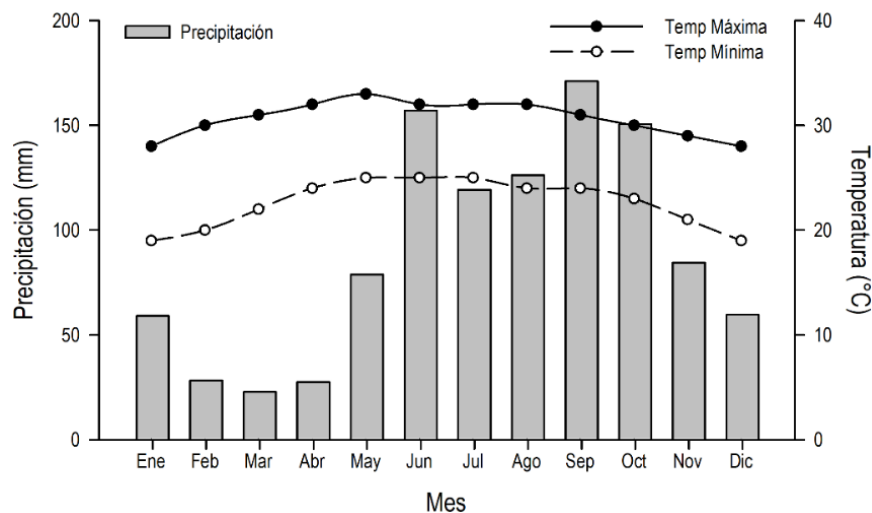


Figura 1. Parámetros climáticos del sitio de estudio durante el año 2022.

En el sitio se tomaron cinco muestras de suelo aleatoriamente a una profundidad de 0 a 20 cm de la superficie y se analizó una muestra compuesta (Tabla 1). Para determinar el pH se utilizó un potenciométrico digital modelo HI 98107 (Hanna Instruments). El contenido de materia orgánica se analizó mediante el método de digestión húmeda Walkley-Black. El contenido de nitrógeno total se analizó mediante el método de Micro-Kjeldahl. El contenido de fósforo disponible se analizó mediante el método de extracción Olson y el contenido de potasio del suelo se determinó mediante colorimetría. Finalmente, la textura del suelo se determinó mediante el procedimiento de Bouyoucos (Tabla 1).

Tabla 1. Características fisicoquímicas del suelo en un estrato de 0-20 cm de profundidad.

Parámetros	Valores
pH	7.1
Materia orgánica (%)	2.7
Nitrógeno total (%)	0.2
Fósforo (ppm)	43.3
Potasio (ppm)	1875.0
Arena (%)	8.2
Limo (%)	46.0
Arcilla (%)	45.8

Parcela experimental

Se seleccionó una parcela de 5 hectáreas de *S. officinarum* variedad MEX 69-290, con una edad de establecimiento de aproximadamente cinco años, con un arreglo de siembra del cultivo de 0.3 a 0.5 m entre plantas y de 1.50 m entre hileras. El área de cultivo se encuentra bajo condiciones de temporal (sin riego) y con fertilización química a base de YaraMila

COMPLEX® (nitrógeno 12% + fósforo 11% + potasio 18% + microelementos) a razón 400 kg ha⁻¹ año⁻¹. Tradicionalmente el control de arvenses se realiza periódicamente de forma manual y química (Faena Fuerte® 360), cada 2-3 meses, al inicio de cada ciclo de cultivo.

Material vegetal

Posterior a la cosecha mecánica de MEX 69-290 alrededor de 24 h después, se colectaron los residuos de la cosecha manualmente y de forma aleatoria, conformados por hojas y tallos de la parte superior de la planta (25 a 30 cm), después fueron triturados con una picadora de motor diésel a un tamaño de partícula de 5 a 6 cm. Posteriormente, los residuos fueron secados en una estufa de circulación de aire forzado a 60 °C, hasta peso constante (72 h aproximadamente).

En el caso de los follajes de *C. ternatea*, *L. leucocephala* y *T. diversifolia* (en adelante Clitoria, Leucaena y Tithonia, respectivamente), fueron cosechados de forma manual de tres parcelas de 6 años de edad, bajo condiciones de temporal (sin riego), sin fertilización y control manual de arvenses. Posteriormente, el follaje fue separado en hojas y tallos; cabe señalar que, para el presente estudio solamente se emplearon hojas, las cuales fueron trituradas con una picadora de motor diésel a un tamaño de partícula de 5 a 6 cm, después fueron secados con una estufa de circulación de aire forzado a 60 °C durante 48 h.

A los residuos de caña y follajes de plantas locales se les determinó su contenido inicial de materia seca (MS) de acuerdo a la AOAC (2000). El contenido de N se determinó por el método de combustión seca usando un analizador elemental PerkinElmer 2400

Series II (PerkinElmer Inc., Massachusetts, USA). El contenido de lignina se determinó por el método de Van Soest (1973) usando el ANKOM A200 fiber analyzer (ANKOM Technology, Macedon, NY, USA). Finalmente, se estimó la relación Lignina:N (Tabla 2).

Diseño experimental y tratamientos

Se utilizó un diseño completamente al azar en parcelas relativamente homogéneas y con características similares del suelo (Steel y Torrie, 1980). Los tratamientos consistieron en evaluar y comparar los patrones de descomposición y liberación potencial de N al suelo de los residuos de caña de azúcar *S. officinarum* (MEX 69-290) con la adición del follaje de Clitoria, Leucaena y Tithonia, a razón de 1:1 (Segura-Rosel *et al.*, 2012). Los tratamientos resultantes fueron cuatro y se describen a continuación: MEX 69-290 (testigo); Clitoria + MEX 69-290; Leucaena + MEX 69-290; y Tithonia + MEX 69-290, cada uno con 28 repeticiones (7 bolsas por 4 periodos de tiempo), para un total de 112 bolsas de descomposición. Cada bolsa de descomposición o litter-bags fue considerada como una unidad experimental.

Descomposición de hojarasca y liberación potencial de nutrientes al suelo

La tasa de descomposición relativa y la tasa de liberación de N de los residuos de MEX 69-290 con la adición de follaje de Clitoria, Leucaena y Tithonia fue estudiada usando la técnica de las litter-bags, mejor conocidas como bolsas de descomposición, la cual ha sido ampliamente recomendada por diversos autores (Cecon *et al.*, 2015; Cabañas-Gallardo, 2021). Para ello, se emplearon residuos equivalentes a 40 g de materia seca. Los materiales vegetales fueron colocados en un total de 112 litter-bags para todo el tratamiento, con apertura de 3.0 mm y un tamaño de 25 cm de largo y 25 cm de ancho. Posteriormente, las bolsas fueron distribuidas aleatoriamente en cuatro surcos de 1.50 m de ancho × 50 m de ancho cada uno, donde las litter-bags se colocaron sobre la superficie del suelo para su incubación.

A los 15, 30, 60 y 120 días de descomposición se retiraron siete bolsas de cada tratamiento a las cuales

se les extrajo el material remanente, se limpiaron cuidadosamente para remover cualquier residuo de suelo y después fueron secadas con una estufa a 60°C hasta alcanzar un peso constante (Teklay, 2007). Después, las muestras de cada periodo de tiempo (muestreo), fueron trituradas con ayuda de un molino eléctrico IKA MF 10 (IKA Works, Inc. Wilmington, NC, USA) a un tamaño de partícula de 1.0 mm, y se llevaron al Laboratorio de Estudios Avanzados en Agroecosistemas del IT de la Zona Maya para su análisis y se determinaron los contenidos de MS y N del material remanente.

Para determinar la tasa de descomposición relativa o liberación de nutrientes de los residuos de la caña de azúcar con diferentes aditivos vegetales, se utilizó el modelo exponencial negativo simple (Ecuación 1), de acuerdo con lo reportado por diversos autores (Olson, 1963; Teklay, 2007; Herrera *et al.*, 2020).

$$X = B_0 \cdot e^{-(k \cdot t)} \quad [\text{Ecuación 1}]$$

Dónde: X, es la cantidad del material o nutriente remanente; B_0 , es la constante de descomposición inicial del material aplicado; y k , es la tasa de descomposición relativa o liberación de un nutriente; t , es el tiempo en días.

Adicionalmente, se estimó el tiempo requerido (días) para alcanzar 50% ($t_{0.5}$) y el 95% ($t_{0.95}$) de pérdida de masa y liberación de N utilizando las ecuaciones 2 y 3 (Olson, 1963):

$$t_{0.5} = 0.693/k \quad [\text{Ecuación 2}]$$

$$t_{0.95} = 3/k \quad [\text{Ecuación 3}]$$

Análisis estadísticos

Se realizaron análisis de regresión no-lineal simple mediante el Modelo Lineal General (GLM) con la finalidad de desarrollar ecuaciones para estimar la masa y N remanente de los diferentes tratamientos en diferentes tiempos de descomposición de acuerdo con lo recomendado por Wider y Lang (1982). Posteriormente, los parámetros de los modelos (B_0 y k) de masa y N remanente fueron analizados usando el PROC MIXED del SAS (SAS, 2004), y cuando se encontraron

Tabla 2. Contenido inicial de materia seca (MS), nitrógeno (N), carbon (C), lignina, relación C:N y Lignina:N de los residuos de *Saccharum officinarum* L. variedad MEX 69-290, y follajes de *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala* y *Tithonia diversifolia*.

Especies	MS (%)	N (%)	C (%)	Lignina (%)	Rel. C:N	Rel. Lignina:N
MEX 69-290	96.43	1.20	48.21	7.20	40.20	6.00
Clitoria	94.46	2.40	44.39	3.35	18.49	1.39
Leucaena	95.56	3.20	43.00	4.55	13.43	1.42
Tithonia	92.76	3.40	38.01	4.10	11.17	1.21

diferencias estadísticas se realizó la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$). Los tratamientos y el tiempo de descomposición fueron considerados como efectos fijos, mientras que la interacción entre ambos factores fue considerada un efecto aleatorio (Wider y Lang, 1982).

RESULTADOS

Proceso de descomposición

La interacción entre los tratamientos y los periodos de tiempo evaluados mostró efectos significativos sobre la tasa de descomposición. El tratamiento de Tithonia + MEX 69-290, tuvo los mayores valores de descomposición de la masa inicial en los diferentes periodos de tiempo evaluados (15, 30, 60 y 120 días), mientras que el testigo (MEX 69-290) presentó los menores. Los tratamientos de Clitoria + MEX 69-290 y Leucaena + MEX 69-290, mostraron un comportamiento similar entre ellos durante el proceso de descomposición de la masa inicial. A los 120 días de evaluación, la descomposición de los materiales en los cuatro tratamientos alcanzó valores de 33.5% (MEX 69-290), 50.4 % (Clitoria + MEX 69-290), 48.1 % (Leucaena + MEX 69-290) y 71.3 % (Tithonia + MEX 69-290) (Figura 2).

En la Tabla 3 se muestra la tasa de descomposición relativa (k), y los coeficientes de determinación (R^2) que explican el proceso de descomposición de los residuos de la caña de azúcar con la adición de los follajes de plantas locales. Con respecto a la pérdida de

masa, el tratamiento Tithonia + MEX 69-290 mostró estadísticamente la mayor tasa de descomposición relativa con un valor de $0.009 \text{ g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$, comparado con los demás tratamientos. A pesar de lo anterior, las constantes de descomposición inicial (B_0) no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos evaluados. Los modelos de regresión para la pérdida de masa mostraron valores de R^2 que oscilan de 0.80 a 0.90. Como se constató, la combinación de residuos de MEX 69-290 con follajes de plantas locales ricas en N aceleró el proceso de descomposición de los materiales. Sin embargo, el tratamiento de Tithonia + MEX 69-290 redujo sustantivamente el tiempo de descomposición con respecto a los demás tratamientos, debido a que sólo se requieren de 74 y 322 días para alcanzar 50% y 95% de descomposición de la masa inicial, respectivamente (Tabla 3).

Liberación potencial de nitrógeno

La interacción entre los tratamientos y los periodos de tiempo evaluados mostró efectos significativos en la tasa de liberación potencial de N. A los 30 y 60 días de descomposición se observó que el tratamiento MEX 69-290+ Tithonia tuvo la mayor liberación potencial de N que los demás tratamientos. A los 120 días de evaluación, los valores de liberación potencial de N para los tratamientos fueron de 58.7% (MEX 69-290), 92.9 % (Clitoria + MEX 69-290), 95.3 % (Leucaena + MEX 69-290) y 98.2 % (Tithonia + MEX 69-290) (Figura 3).

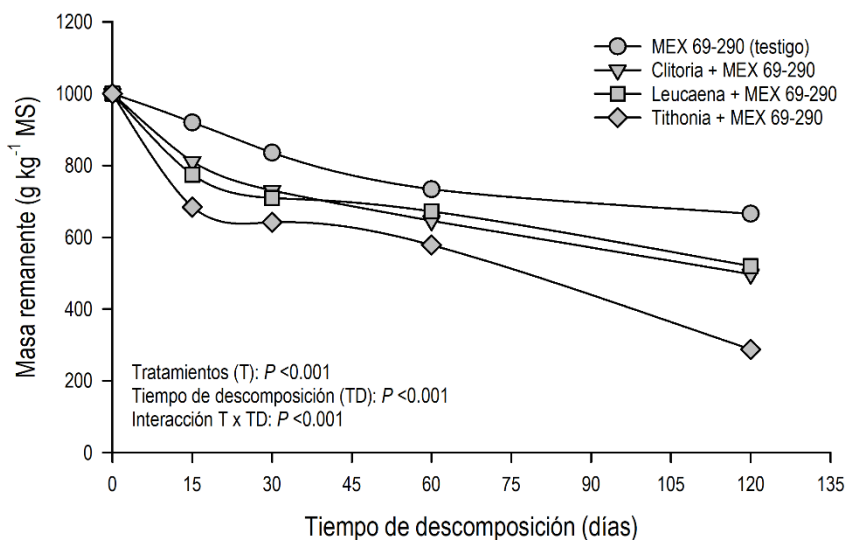


Figura 2. Pérdida de masa de los residuos de *Saccharum officinarum* L. variedad MEX 69-290, con la adición de los follajes de *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala* y *Tithonia diversifolia*, en un suelo tipo Gleysol, en el sur de Quintana Roo, México.

Tabla 3. Pérdida de masa de los residuos de *Saccharum officinarum* L. variedad MEX 69-290, con la adición de los follajes de *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala* y *Tithonia diversifolia*, en un suelo tipo Gleysol, en el sur de Quintana Roo, México. Ecuaciones de regresión no-lineal (modelo simple: $X = B_0 \cdot e^{-k \cdot t}$) y tiempo requerido (días) para alcanzar 50% ($t_{0.5}$) y 95% ($t_{0.95}$).

Tratamientos	B_0	EE	k	EE	R^2	DER	P-valor	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
MEX 69-290 (testigo)	965.11 ^a	30.28	0.004 ^c	0.001	0.89	43.28	0.009	215 ^a	929 ^a
Clitoria + MEX 69-290	931.60 ^a	43.07	0.006 ^b	0.001	0.90	59.00	0.008	136 ^b	590 ^b
Leucaena + MEX 69-290	907.72 ^a	56.65	0.005 ^b	0.001	0.80	78.52	0.026	147 ^b	636 ^b
Tithonia + MEX 69-290	914.52 ^a	71.03	0.009 ^a	0.002	0.87	91.23	0.013	74 ^c	322 ^c

B_0 , indica el intercepto (Constante de descomposición inicial); k , tasa de descomposición relativa ($\text{g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$); EE, error estándar; R^2 , coeficiente de determinación; DER, desviación estándar residual; P- valor, significancia.

Literales distintas en B_0 , k , $t_{0.5}$ y $t_{0.95}$, indican diferencias estadísticas de acuerdo a Tukey ($P \leq 0.05$).

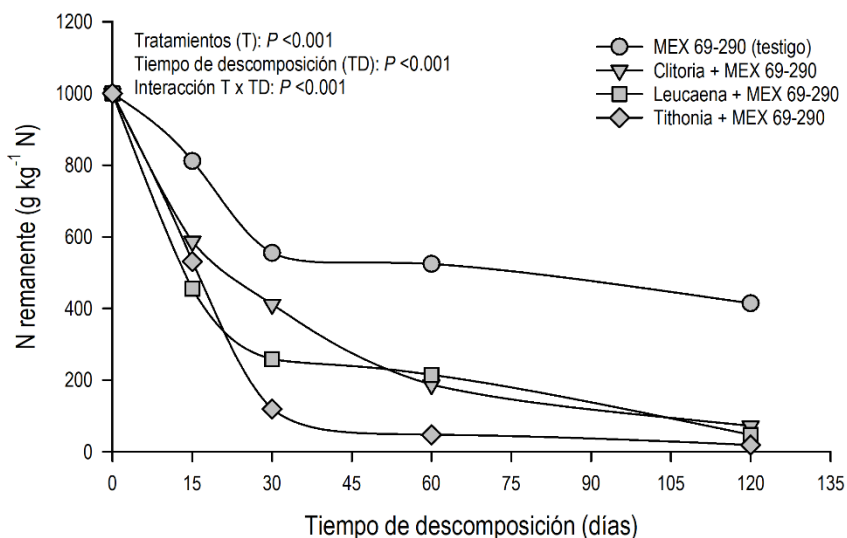


Figura 3. Liberación potencial de nitrógeno de los residuos de *Saccharum officinarum* L. variedad MEX 69-290, con la adición de los follajes de *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala* y *Tithonia diversifolia*, en un suelo tipo Gleysol, en el sur de Quintana Roo, México.

En la Tabla 4 se muestra la tasa de liberación potencial de N de los residuos de la caña de azúcar con la adición de los follajes de Clitoria, Leucaena y Tithonia. En este sentido, el tratamiento Tithonia + MEX 69-290 tuvo la mayor tasa de liberación potencial de N ($0.053 \text{ g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y la mayor constante de liberación potencial de N (1016.36), comparado con los demás tratamientos. De manera general, los modelos de regresión para la

liberación potencial de N de los residuos de la caña de azúcar con la adición de los follajes de plantas locales mostraron valores de R^2 que van de 0.78 a 0.99. Asimismo, el tratamiento de Tithonia + MEX 69-290 redujo el tiempo de liberación con relación a los demás tratamientos, ya que sólo se requieren de 21 y 91 días, para alcanzar 50% y 95% de liberación del N inicial, respectivamente (Tabla 4).

Tabla 4. Liberación potencial de nitrógeno de los residuos de *Saccharum officinarum* L. variedad MEX 69-290, con la adición de los follajes de *Clitoria ternatea*, *Leucaena leucocephala* y *Tithonia diversifolia*, en un suelo gleisol, en el sur de Quintana Roo, México. Ecuaciones de regresión no-lineal (modelo simple: $X = B_0 \cdot e^{-k \cdot t}$) y tiempo requerido (días) para alcanzar 50% ($t_{0.5}$) y 95% ($t_{0.95}$).

Tratamientos	B_0	EE	k	EE	R^2	DER	P-valor	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
MEX 69-290 (testigo)	915.49 ^c	86.95	0.009 ^d	0.002	0.78	113.39	0.031	106 ^a	459 ^a
Clitoria + MEX 69-290	979.06 ^b	36.47	0.024 ^c	0.002	0.99	38.91	0.001	32 ^b	140 ^b
Leucaena + MEX 69-290	970.60 ^b	89.10	0.042 ^b	0.008	0.94	91.76	0.004	30 ^b	129 ^c
Tithonia + MEX 69-290	1016.36 ^a	66.10	0.053 ^a	0.007	0.97	67.07	0.001	21 ^c	91 ^d

B_0 , indica el intercepto (Constante de descomposición inicial); k , tasa de liberación potencial de N ($\text{g g}^{-1} \text{ día}^{-1}$); EE, error estándar; R^2 , coeficiente de determinación; DER, desviación estándar residual; P- valor, significancia.

Literales distintas en B_0 , k , $t_{0.5}$ y $t_{0.95}$, indican diferencias estadísticas de acuerdo a Tukey ($P \leq 0.05$).

DISCUSIÓN

Proceso de descomposición

Los residuos de caña postcosecha en verde tienen un principal aporte de N, K, P y Ca esenciales para el óptimo crecimiento, desarrollo y rendimiento de la caña (Fortes *et al.*, 2012). Sin embargo, de manera general, los porcentajes en la descomposición y liberación de N son muy bajos en un ciclo de cultivo y generalmente benefician a la planta a mediano y largo plazo (Gava *et al.*, 2005; Dietrich *et al.*, 2017). En el presente trabajo, la combinación de los residuos de caña con follaje de plantas locales ricas en nitrógeno (Clitoria, Leucaena y Tithonia) aceleraron el proceso de descomposición global. La aceleración en la descomposición puede deberse al aumento en la disponibilidad de N que redujo la proporción en la relación C:N y por consecuencia mayor actividad microbiológica en la degradación de la materia orgánica (Fortes *et al.*, 2012). El mayor porcentaje de descomposición a los 120 días se presentó en Tithonia (71.3%) y menor en el testigo (33.5%) que fueron los que presentaron mayor y menor proporción de N en el material inicial. Sin embargo, Clitoria presentó mayor porcentaje de descomposición con menor contenido inicial que Leucaena. Estas diferencias pueden ser atribuidas a los altos contenidos de fenoles y taninos asociados a Leucaena que pueden limitar la actividad de microorganismos involucrados en la descomposición de la materia orgánica (Kuiters, 1990).

Los resultados indican que para alcanzar el 50% y el 95% de la pérdida de masa de los residuos de caña para la combinación con Tithonia son de 74 y 322 días, respectivamente. Estos resultados contrastan altamente con los obtenidos en Brasil después de 12 meses, con porcentajes de descomposición de materia seca de caña de 63 y 72% (Fortes *et al.*, 2012; Dietrich *et al.*, 2017). Sin embargo, hay que considerar que las condiciones climáticas, la humedad de suelo y las técnicas utilizadas son distintas (Meier *et al.*, 2006; Roberson y Thorburn, 2007). Además, la relación de C:N en la variedad MEX 69-290 resultó considerablemente menor (40.2) comparado con otras variedades utilizadas en Sudamérica que van de los 70 a 120 (Carvalho *et al.*, 2017), debido a que en este estudio sólo se empleó la parte superior de las plantas al momento de la cosecha. A pesar de lo anterior, nuestros resultados sugieren que para los residuos de caña sin la adición de plantas locales la pérdida de biomasa al 95% sería de dos años y medio.

En México, los estudios referentes a la descomposición de los residuos de *S. officinarum* son escasos (Hernández *et al.*, 2003; Showler, 2023), tratándose de estudios que plantean estrategias agroecológicas para el manejo y aprovechamiento de sus residuos del sur

del estado de Quintana Roo. Algunos estudios referentes a la acumulación de residuos de los cultivos después de la cosecha han mostrado algunas ventajas, debido a que proporcionan una barrera física al suelo que ayudan al control de arvenses y la reducción de la erosión del suelo (Matheus, 2004). Sin embargo, la permanencia de los residuos de los cultivos por periodos prologados de tiempo, como es el caso de *S. officinarum*, también ha expuesto diversas desventajas en la práctica, dado que pueden incrementar la incidencia de plagas (gusanos barrenadores, roedores, serpientes, hormigas, chinche salivosa, entre otros) y enfermedades (hongo de podredumbre, entre otras) (Fortes *et al.*, 2012; Dinardo-Miranda y Fracasso, 2013). Además, se ha mencionado que la acumulación de los residuos de los cultivos en el suelo por largos periodos limita las labores agrícolas, como la preparación del terreno, la siembra, y la aplicación mecánica de fertilizantes, por esa razón año tras año, los productores prefieren realizar la quema del cultivo lo que ocasiona contaminación al ambiente debido a la liberación de CO₂ a la atmósfera por combustión (Múgica-Álvarez *et al.*, 2018).

En el estudio se observó que la combinación de los residuos de *S. officinarum* variedad MEX 69-290 con follaje de Clitoria, Leucaena y Tithonia aceleraron el proceso de descomposición global de los materiales incubados debido posiblemente al contenido de azúcares solubles presentes en el follaje de las especies locales. Sin embargo, no se cuantificó el efecto directo sobre los residuos de MEX 69-290 de forma individual debido principalmente a la metodología empleada. No obstante, esta información en un futuro será de mucha relevancia para entender el proceso de descomposición de los residuos de MEX 69-290, para su manejo agroecológico y aprovechamiento en tierras agrícolas.

Las altas tasas de descomposición de los materiales observadas en la investigación también pueden estar relacionadas con la disponibilidad de humedad en el suelo, dado que el ensayo se realizó durante el periodo de lluvias, lo que pudo favorecer el proceso de descomposición (Petit-Aldana *et al.*, 2012). Al respecto, Sánchez (2008) señala que la precipitación y la temperatura figuran como las variables climáticas más determinantes en la descomposición de los materiales vegetales, dado que influyen en la actividad de los microorganismos del suelo, que son factores fundamentales en su formación. En este sentido será imperativo conocer si la combinación de los residuos de MEX 69-290 con plantas locales como Clitoria, Leucaena y Tithonia, muestra los mismos patrones de descomposición durante los periodos de sequía bajo las condiciones del sur de Quintana Roo.

Liberación potencial de nitrógeno

Los residuos de *S. officinarum* variedad MEX 69-290 poseen una lenta liberación de nutrientes, debido posiblemente a que esta variedad es de ciclo intermedio-tardío y se caracteriza por presentar altos contenidos de lignina en su biomasa (>7.6%), comparada con otras variedades de ciclo corto (Aguirre *et al.*, 2010). Lo anterior limita la liberación de nutrientes al suelo y consecuentemente, ocasiona agotamiento o pérdida de la fertilidad a través del tiempo en los suelos agrícolas.

La combinación de los residuos de MEX 69-290 con follaje de Clitoria, Leucaena y Tithonia mostró una rápida liberación potencial de N al suelo. La tasa de liberación fue proporcional a la cantidad de nitrógeno inicial que aportó cada planta, con mayor porcentaje de liberación en *Tithonia* quien mostró valores 2.83 veces mayor al contenido inicial de los residuos de caña con un valor de 0.048 g. La adición de *Tithonia* en proporción 1:1 con residuos de caña puede aportar aproximadamente 9.2 g kg⁻¹, mientras que los aportes de únicamente de los residuos de caña están en 4.3 g kg⁻¹, muy similares a los reportados para Brasil de 4.5 a 5.4 g kg⁻¹ (Oliveira *et al.*, 1999; 2002; Fortes *et al.*, 2012).

A pesar de lo anterior, las tasas de liberación están en función de las características químicas intrínsecas de cada una de las especies. Al respecto se ha documentado que, el follaje de Leucaena contiene concentraciones relativamente altas de fenoles (3.6%), taninos totales (2.0%) y taninos condensados (4.3%), factores recalcitrantes en el proceso de descomposición y liberación de nutrientes (Cabañas-Gallardo, 2021). Asimismo, García-Ferrer *et al.*, (2016), documentaron que el follaje de Clitoria cosechado a diferentes edades mostró concentraciones altas de fenoles (2.3-3.0%), taninos totales (5.7-11.5%) y condensados (1-1.7%). Por el contrario, Gallego-Castro *et al.* (2017), señalan que el follaje de *Tithonia* mantuvo bajas concentraciones de fenoles (0.20-0.29%) y taninos totales (0.08-0.11%), situación que pudo favorecer el proceso de descomposición de los residuos de MEX 69-290 en el presente estudio. Al respecto, Valachovic *et al.* (2004), demostraron que los materiales vegetales con altos contenidos iniciales de compuestos polifenólicos, en especial taninos condensados, mostraron una lenta liberación de nutrientes. No obstante, solo se han demostrado relaciones sólidas, pero no correlaciones significativas, entre el contenido inicial de compuestos polifenólicos totales o taninos y la velocidad de liberación nutrientes de los materiales vegetales, lo que indica que es probable que existan múltiples causas de la lenta liberación (Haase y Wantzen, 2008). Además, Ben Salem *et al.* (2000), encontraron que los fenoles y taninos presentes en las hojas de Leucaena, poseen un

efecto astringente sobre los principales géneros de hongos Basidiomycetes como *Clitocybe* sp., *Collybia* sp., *Marasmius* sp. y *Mycena* sp., que son los grupos con mayor potencial para degradar lignina, situación que ocasionó una lenta liberación de nutrientes (Osono, 2007). En contraste, Lezcano *et al.* (2012), mencionan que las hojas de *Tithonia* poseen bajas concentraciones de fenoles y terpenos, pero con ausencia de taninos, sobre todo en los periodos lluviosos, lo que pudiera explicar las mayores tasas de descomposición y liberación de N obtenidas en el estudio.

Por otra parte, es importante reconocer que, en el presente estudio, no se identificaron, ni cuantificaron los contenidos de compuestos recalcitrantes (fenoles y taninos) presentes en los follajes de Clitoria, Leucaena y *Tithonia* al momento de combinarlos con los residuos de *S. officinarum*, por lo que en adelante será de utilidad buscar relaciones específicas entre dichos compuestos y los patrones de descomposición y liberación de nutrientes de los materiales vegetales empleados en este estudio bajo las condiciones del sur de Quintana Roo.

CONCLUSIÓN

La combinación de residuos de *S. officinarum* variedad MEX 69-260 con follajes de Clitoria, Leucaena y *Tithonia*, en particular esta última, favoreció el proceso de descomposición y liberación potencial de N al suelo. Por ello, esta combinación de materiales vegetales podría considerarse una estrategia agroecológica viable para facilitar la incorporación de los residuos de *S. officinarum* al suelo y con ello promover la conservación y fertilidad de los suelos agrícolas en el sur de Quintana Roo.

Agradecimientos

Agradecemos al Tecnológico Nacional de México (TecNM) por el financiamiento al presente proyecto. También al Consejo Nacional de Humanidades Ciencia y Tecnología (CONAHCyT) y por el financiamiento al proyecto de infraestructura y equipo para llevar a cabo el trabajo de laboratorio. Asimismo, se agradece a los revisores anónimos por sus comentarios y sugerencias para mejorar el presente manuscrito.

Funding. This research study was supported by the Tecnológico Nacional de México (TecNM) (Clave: 1129.21-P y 17102.23-P) and Project 316492 granted by CONAHCyT.

Conflict of interest. The authors have declared no conflict of interest.

Compliance with ethical standards. The nature of this work does not require approval by a (bio)ethical committee.

Data availability. The data is available upon request with the first author fkzanov@gmail.com.

Author contribution statement (CRediT). **F. Casanova-Lugo** - Conceptualization, Funding acquisition, Project administration, Investigation, and Writing – original draft. **A. Escobedo-Cabrera** - Investigation, Methodology, and Data curation. **B. B. Dzib-Castillo** - Visualization, Writing – review & editing, and Data curation. **A. Cabañas-Gallardo** - Methodology and Supervision. **P. J. Ramírez-Barajas** - Conceptualization, Investigation, Visualization, and Writing – original draft. **E. C. Yam-Chalé** - Methodology and Supervision. **L. A. Lara-Pérez** - Investigation, Formal analysis, and Writing – review & editing.

REFERENCES

- Aguilar-Rivera, N., Galindo-Mendoza, G., Fortanelli-Martínez, J. and Contreras-Servín, C., 2011. Factores de competitividad de la agroindustria de la caña de azúcar en México. *Región y sociedad*, 23(52), pp. 261-297. <https://doi.org/10.22198/rys.2011.52.a188>
- Aguilar-Rivera, N., Rodríguez L, D. A., Enríquez R, V., Castillo M, A. and Herrera S. A., 2012. The Mexican sugarcane industry: overview, constraints, current status and long-term trends. *Sugar Tech*, 14, pp. 207-222. <https://doi.org/10.1007/s12355-012-0151-3>
- Aguilar-Rivera, N., Algara-Siller, M., Olvera-Vargas, L. A., and Michel-Cuello, C., 2018. Land management in Mexican sugarcane crop fields. *Land Use Policy*, 78, pp. 763-780. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.034>
- AOAC, 2000. Official methods of analysis of AOAC international. AOAC International, Rockville.
- Cabañas-Gallardo, A., 2021. Descomposición de hojas senescentes de tres especies leñosas con potencial silvopastoril en México. Tesis de Maestría en Ciencias en Agroecosistemas Sostenibles. Instituto Tecnológico de la Zona Maya, Quintana Roo, México.
- Campos, L.H.F., 2010. Straw management systems influence biomass accumulation and yield of sugarcane crop (var. RB855453). *Acta Scientiarum. Agronomy*, 32 (2), pp. 345–350.
- Carvalho, J.L.N., Nogueirol, R.C., Menandro, L.M.S., Bordonal, R.D.O., Borges, C.D., Cantarella, H. and Franco, H.C. J., 2017. Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. *GCB Bioenergy*, 9(7), pp. 1181-1195. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12410>
- Ceccon, E., Sanchez, I. and Powers, J.S., 2015. Biological potential of four indigenous tree species from seasonally dry tropical forest for soil restoration. *Agroforestry Systems*, 89, pp. 445-467. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9782-6>
- Criado, A. A., Fernandez de Ullivarri, J., Medina, M.M., Tortora, M.L., Leggio-Neme, M.F., Romero, E.R. and Digonzelli, P.A., 2022. Descomposición del residuo agrícola de cosecha (RAC) en un sistema productivo sustentable en el cultivo de caña de azúcar en Tucumán - Argentina. *Revista Industrial y Agrícola de Tucumán*, 99, pp. 1-12.
- de Andrade, M.A., Maxwell, S.L. and Watson, J. E., 2020. Renewed threats to Brazilian biodiversity from sugarcane. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(4), pp. 178-180. <https://doi.org/10.1002/fee.2196>
- de Aquino, G.S., de Conti Medina, C., da Costa, D. C., Shahab, M. and Santiago, A. D., 2017. Sugarcane straw management and its impact on production and development of ratoons. *Industrial Crops and Products*, 102, pp. 58-64. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.03.018>
- Degefa, S. and Saito, O., 2017. Assessing the impacts of large-scale agro-industrial sugarcane production on biodiversity: A case study of Wonji Shoa Sugar Estate, Ethiopia. *Agriculture*, 7(12), pp. 99. <https://doi.org/10.3390/agriculture7120099>
- Dietrich, G., Sauvadet M., Recous, S., Redin, M., Pfeifer, I.C., Garlet, C., Bazzo, M.H. and Giacomini, S.J., 2017. Sugarcane mulch C and N dynamics during decomposition under different rates of trash removal. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 243, pp. 123-131. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.013>

- Dinardo-Miranda, L.L. and Fracasso, J.V., 2013. Sugarcane straw and the populations of pests and nematodes. *Scientia Agricola*, 70, pp. 305-310. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000500012>
- Ellis, E.A., Navarro-Martínez, A., García-Ortega, M., Hernández-Gómez, I.U. and Chacón Castillo, D., 2020. Forest cover dynamics in the Selva Maya of Central and Southern Quintana Roo, Mexico: deforestation or degradation? *Journal of Land Use Science*, 15(1), pp. 25-51. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2020.1732489>
- Fortes, C., Trivelin P.C.O. and Vitti A.C., 2012. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in Sao Paulo state, Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 42, pp. 189-198. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.03.011>
- Franco, A.L., Bartz, M. L., Cherubin, M. R., Baretta, D., Cerri, C. E., Feigl, B. J., Wall, D.H., Davies, C.A. and Cerri, C. C., 2016. Loss of soil (macro) fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. *Science of the Total Environment*, 563, pp. 160-168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.116>
- Gallego-Castro, L.A., Mahecha-Ledesma, L. and Angulo-Arizala, J., 2017. Calidad nutricional de *Tithonia diversifolia* Hemsl. A Gray bajo tres sistemas de siembra en el trópico alto. *Agronomía Mesoamericana*, 28(1), pp. 213-222. <http://dx.doi.org/10.15517/am.v28i1.21671>
- García, E., 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlos a las condiciones de la República Mexicana. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Ferrer, L., Bolaños-Aguilar, E.D., Lagunes-Espinoza, L.C., Ramos-Juárez, J. and Osorio-Arce, M.M., 2016. Concentración de compuestos fenólicos en fabáceas forrajeras tropicales en edad diferente del rebrote. *Agrociencia*, 50, pp. 429-440.
- Gava, G.J.C., Trivelin P.C.O., Vitti A.C. and Oliveira M.W., 2005. Urea and sugarcane trash nitrogen balance in a soil-sugarcane crop system. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 40, pp. 689-695. <https://doi.org/10.1590/S0100-66862005000500010>
- Haase, K. and Wantzen, K.M., 2008. Analysis and decomposition of condensed tannins in tree leaves. *Environmental Chemistry Letters*, 6(2), pp. 71-75. <https://doi.org/10.1007/s10311-008-0140-7>
- Hemwong, S., Cadisch, G., Toomsan, B., Limpinuntana, V., Vityakon, P. and Patanothai, A., 2008. Dynamics of residue decomposition and N₂ fixation of grain legumes upon sugarcane residue retention as an alternative to burning. *Soil and Tillage Research*, 99(1), pp. 84-97. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.003>
- Hernández, R.S., López, D.J.P., Olan, J.J.O. and Noverola, U.L. 2003. Effect of harvest mulch on the physical and chemistry properties of a vertic soil and sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) yields in Tabasco, Mexico. *Interciencia*, 28(7), pp. 404-407.
- Hernández, M., Simón, L. and Sánchez, S., 2005. Rendimiento forrajero de la caña de azúcar asociada a leguminosas arbóreas. II. Biomasa comestible total. *Pastos y Forrajes*, 28(2), pp. 149-153.
- Herrera, A.M., de Mello A.C.L., de Oliveira Apolinário, V.X., Júnior, J.C.B.D., da Silva V.J., dos Santos M.V.F., and da Cunha, M.V., 2020. Decomposition of senescent leaves of signalgrass (*Urochloa decumbens* Stapf. R. Webster) and arboreal legumes in silvopastoral systems. *Agroforestry Systems*, 94(6), pp. 2213-2224. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00542-1>
- IUSS Working Group WRB, 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS).
- Kee Kwong, K.N., Deville, J., Cavalot, P.C. and Riviere, V., 1987. Value of cane trash in nitrogen nutrition of sugarcane. *Plant and Soil*, 102, pp. 79-83. <https://doi.org/10.1007/BF02370904>
- Kuiters, A.T., 1990. Role of phenolic substances from decomposing forest litter in plant-soil interactions. *Acta Botanica Neerlandica*, 39(4), pp. 329-348.

- <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1990.tb01412.x>
- Kumar, B.M., 2008. Litter dynamics in plantation and agroforestry systems of the tropics - a review of observations and methods. In: D.R. Batish, R.K. Kohli, S. Jose, H.P. Singh, eds. Ecological basis of agroforestry. Boca Raton (USA): CRC Press, pp. 181–216.
- Lezcano, Y., Soca, M., Sánchez, L.M., Ojeda, F., Olivera, Y., Fontes, D., Montejó, I.L. and Santana, H., 2012. Caracterización cualitativa del contenido de metabolitos secundarios en la fracción comestible de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray. *Pastos y Forrajes*, 35(3), pp. 283-291.
- Lisboa, I.P., Cherubin, M.R., de Lima, R.P., Gmach, M.R., Wienhold, B.J., Schmer, M.R., Jin, V.L., Junior, E.F.F., Guerra, H.P., Cerri, C.C. and Cerri, C.E., 2019. Sugarcane straw blanket management effects on plant growth, development, and yield in Southeastern Brazil. *Crop Science*, 59(4), pp. 1732-1744. <https://doi.org/10.2135/cropsci2018.07.0468>
- Marin, F.R., Thorburn, P.J., da Costa, L.G. and Otto, R., 2014. Simulating long-term effects of trash management on sugarcane yield for Brazilian cropping systems. *Sugar Tech*, 16, pp. 164-173. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0265-2>
- Matheus, J., 2004. Evaluación agronómica del uso de compost de residuos de la industria azucarera (biofertilizante) en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.). *Bioagro*, 16(3), pp. 219-224.
- Meier, E.A., Thorburn P.J., Wegener M.K. and Basford K.E., 2006. The availability of nitrogen from sugarcane trash on contrasting soils in the wet tropics of North Queensland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75, pp. 101–114. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9015-0>
- Mitchell, R.D.J., Thorburn P.J. and Larsen P., 2000. Quantifying the loss of nutrients from the immediate area when sugarcane residues are burnt. *Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists*, 22, Queensland, Australia. PK Editorial Services Pty Ltd, Cairns, pp. 206–211.
- Mora, O., 2015. Propuesta de alternativas hacia una producción sostenible de la caña de azúcar en la zona azucarera de Colombia, *Revista Agricultura Orgánica*, <http://www.controlbiologico.com/produccion-de-cana.htm>
- Moriones-Ruiz, M.L. and Montes-Rojas, C., 2017. Aporte de *Tithonia diversifolia* en abonos orgánicos: efecto en producción y suelo en cauca, Colombia. *Biotechnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 15(2), pp. 101–111. [https://doi.org/10.18684/BSAA\(15\)101-111](https://doi.org/10.18684/BSAA(15)101-111).
- Múgica-Álvarez, V., Santiago-de la Rosa, N., Figueroa-Lara, J., Flores-Rodríguez, J., Torres-Rodríguez, M., and Magaña-Reyes, M., 2015. Emissions of PAHs derived from sugarcane burning and processing in Chiapas and Morelos México. *Science of the Total Environment*, 527, pp. 474-482. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.089>
- Múgica-Álvarez, V., Hernández-Rosas, F., Magaña-Reyes, M., Herrera-Murillo, J., Santiago-De La Rosa, N., Gutiérrez-Arzaluz, M., Figueroa-Lara, J. and González-Cardoso, G., 2018. Sugarcane burning emissions: Characterization and emission factors. *Atmospheric Environment*, 193, pp. 262-272. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.013>
- OCDE/FAO, 2020. OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas, Estadísticas de la OCDE sobre agricultura (base de datos), <http://dx.doi.org/10.1787/agr-outl-data-en>.
- Oliveira, M.W., Trivelin P.C.O., Kingston G., Barbosa M.H.P. and Vitti A.C., 2002. Decomposition and release of nutrients from sugarcane trash in two agricultural environments in Brazil. *Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists*, 24, Queensland, Australia. PK Editorial Services Pty Ltd, Cairns, pp. 290–296.
- Oliveira, M.W., Trivelin P.C.O., Penatti C.P. and De Cassia P. M., 1999. Decomposic~ao e liberac~ao de nutrientes da palhada de cana-de-acucar em campo. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 34, pp. 2359–2362. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X1999001200024>
- Oliveira, M.W., Barbosa, M.H.P., Mendes, L.C. and Damasceno, C.M., 2003. Dry matter and nutrients in straw ten varieties of sugarcane. *STAB* 21, (3), pp. 30–31.

- Olson, J.S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44, pp. 322-331. <https://doi.org/10.2307/1932179>
- Parrotta, J.A., 1999. Productivity, nutrient cycling and succession in single- and mixed species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 124, pp. 45-77. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00049-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00049-3)
- Partey, S.T., Quashie-Sam, S.J., Thevathasan, N.V. and Gordon, A.M., 2011. Decomposition and nutrient release patterns of the leaf biomass of the wild sunflower (*Tithonia diversifolia*): a comparative study with four leguminous agroforestry species. *Agroforestry Systems*, 81, pp. 123-134. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9360-5>
- Petit-Aldana, J., Uribe-Valle, G., Casanova-Lugo, F., Solorio-Sánchez, J., and Ramírez-Avilés, L., 2012. Descomposición y liberación de nitrógeno y materia orgánica en hojas de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *Guazuma ulmifolia* Lam. y *Moringa oleifera* Lam. en un banco mixto de forraje. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(1), pp. 5-25. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.03.025>
- Robertson, F.A. and Thorburn, P.J., 2007. Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. *Soil Research*, 45(1), pp. 1-11. <https://doi.org/10.1071/SR06079>
- Robinson, N., Vogt, J., Lakshmanan, P. and Schmidt, S., 2013. Nitrogen physiology of sugarcane. In: P.H. Moore and F.C. Botha, eds. *Sugarcane: Physiology, Biochemistry, and Functional Biology*. New York: Wiley & Sons. pp. 169-196.
- SADER, 2021. <https://www.gob.mx/agricultura/es/articulos/cana-de-azucar-una-dulce-produccion237168#:~:text=Los%20principales%20estados%20productores%20son,mil%20hect%C3%A1reas%20del%20territorio%20mexicano> (consultado: 16/01/2021).
- Salem, H. B., Nefzaoui, A. and Abdouli, H., 2000. Palatability of shrubs and fodder trees measured on sheep and dromedaries: Methodological approach. *Animal Feed Science and Technology*, 46, pp. 143. [https://doi.org/10.1016/0377-8401\(94\)90072-8](https://doi.org/10.1016/0377-8401(94)90072-8)
- Sánchez, S., 2008. Acumulación y descomposición de la hojarasca en un pastizal de *Panicum maximum* Jacq. y en un sistema silvopastoril asociado de *P. maximum* y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. *Zootecnia Tropical*, 26 (3), pp. 269-273.
- Sarker, T.C., Azam, S.M.G.G. and Bonanomi, G., 2017. Recent advances in sugarcane industry solid by-products valorization. *Waste and Biomass Valorization*, 8, pp. 241-266. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9665-3>
- SAS, 2004. *Statistical Analysis System*, Users. SAS Institute, Cary N.C.
- Segura-Rosel, A., Casanova-Lugo, F., Solorio-Sánchez, F.J. and Chay-Canul, A.J., 2012. Asociación de especies leñosas en bancos de forraje: influencia sobre el aporte de hojarasca, descomposición y liberación de nitrógeno. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15, pp. 61-69.
- Sentíes-Herrera, H.E., Trejo-Téllez, L.I. and Gómez-Merino, F.C., 2017. The Mexican sugarcane production system: History, current status, and new trends. In: R. Murphy, ed. *Sugarcane: Production Systems, Uses and Economic Importance*. New York, USA: Nova Publishers, pp. 39-71.
- Showler, A.T., 2023. Mulched and soil-incorporated sugarcane greenchop residue and compost: effects on selected soil components, sugarcane nutrients, Mexican rice borer injury, and yield. *Environmental Systems Research*, 12, 4. <https://doi.org/10.1186/s40068-023-00284-w>
- Steffan-Dewenter, I., Kessler, M., Barkmann, J., Bos, M. M., Buchori, D., Erasmi, S., Faust, H., Gerold, G., Glenk, K., Robbert G.S., Guhardja, E., Harteveld, M., Hertel, D., Höhn, P., Kappas, M., Köhler, S., Leuschner, C., Maertens, M., Marggraf, R., Migge-Kleian, S., Moge, J., Pitopang, R., Schaefer, M., Schwarze, S., Sporn, S.G., Steingrebe, A., Tjitrosoedirdjo, S.S., Tjitrosoemito, S., Twele, A., Weber, R., Woltmann, L., Zeller, M. and Tschardtke, T., 2007. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proceedings of the National Academy of*

- Sciences*, 104(12), pp. 4973-4978.
<https://www.jstor.org/stable/26269360>
- Steel, R.G.D. and Torrie, J.H., 1980. Principles and procedures of statistics. A biometrical approach, 2nd Edition, New York: McGraw-Hill Book Company.
- Teklay, T., 2007. Decomposition and nutrient release from pruning residues of two indigenous agroforestry species during the wet and dry seasons. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77, pp. 115–126.
<https://doi.org/10.1007/s10705-006-9048-4>
- Valachovic, Y.S., Caldwell, B.A., Cromack, K., and Griffiths, R.P., 2004. Leaf litter chemistry controls on decomposition of Pacific Northwest trees and woody shrubs. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, pp. 2131–2147. <https://doi.org/10.1139/x04-089>
- Van Soest, P.J., 1973. Collaborative study of acid-detergent fiber and lignin. *JAOAC*, 56 pp.781–784.
- Vargas, V.P., Cantarella, H., Martins, A.A., Soares, J.R., do Carmo, J.B. and de Andrade, C.A., 2014. Sugarcane crop residue increases N₂O and CO₂ emissions under high soil moisture conditions. *Sugar Tech*, 16, pp. 174-179.
<https://doi.org/10.1007/s12355-013-0271-4>
- Vitti, A.C., Franco, H.C.J., Trivelin, P.C.O., Ferreira, D.A., Otto, R., Fortes, C. and Faroni, C.E., 2011. Nitrogênio proveniente da adubação nitrogenada e de resíduos culturais na nutrição da cana-planta. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 46, pp. 287-293.
<https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011000300009>
- Wider, R.K. and Lang, G.E., 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, 63 pp.,1636–1642.
<https://doi.org/10.2307/1940104>