



PROGRAMA IBEROAMERICANO DE CIENCIA Y
TECNOLOGÍA PARA EL DESARROLLO (CYTED)



OPTIMIZACIÓN DE LOS PROCESOS DE EXTRACCIÓN DE **BIOMASA SÓLIDA** PARA USO ENERGÉTICO

Trabajos de investigación 2021
Red IBEROMASA



Cuadernos de la
Red **IBEROMASA**



Optimización de los procesos de extracción de biomasa sólida para uso energético

Trabajos de investigación 2021
Red IBEROMASA

Programa Iberoamericano de Ciencia y
Tecnología para el Desarrollo (CYTED)



Cuadernos de la RED IBEROMASA

Optimización de los procesos de extracción de biomasa sólida para uso energético
Trabajos de investigación 2021.

Editor

Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED)

Coordinador

Borja Velázquez Martí

© de los textos y las imágenes: sus autores

Diseño y maquetación

Enrique Mateo, Triskelion Diseño Editorial

ISBN: 978-84-15413-47-9

Los editores autorizan la reproducción, traducción y difusión parcial de la presente publicación con fines científicos, educativos y de investigación que no sean comerciales ni de lucro, siempre que se identifique y se reconozca debidamente a los editores, la publicación y los autores. La autorización para reproducir, difundir o traducir el presente estudio, o compilar o crear obras derivadas del mismo en cualquier forma, con fines comerciales/lucrativos, deberá solicitarse por escrito.

Impreso en España

Contenido

Prólogo.....	V
--------------	---

PARTE A: Cultivos energéticos y otras fuentes de materia prima

Recursos Biomásicos para Bioenergía en Buenos Aires, Argentina.....	3
Alberto Acevedo	

Sugarcane yield and nutritional status in response to fertilization with micronutrients applied in the planting furrow and to leaves.....	17
Maikon Vinícius da Silva Lira, Guilherme Constantino Meirelles, Luiz Felipe de Melo Santos, Allan de Marcos Lapaz, Carolina dos Santos Batista Bonini, Reges Heinrichs	

Produtividade da cana-de-açúcar e qualidade do solo utilizando diferentes doses e fontes de fósforo no Oeste do Estado de São Paulo, Brasil.....	31
Carolina dos Santos Batista Bonini, Marlene Cristina Alves, Reges Heinrichs, Willian Endo Borim, José Augusto Liberato de Souza, Bruno Rafael Almeida Moreira, Clayton Luis Baravelli de Oliveira	

Tasa de Retorno Energético del biodiesel de palma aceitera (<i>Elaeis guineensis</i>) en la región Nor Oriente del Perú.....	67
Mary Flor Césare Coral, Pierina Neyra Vargas, Christian Valencia Albitres, Franco Cerna Cueva, José Luis Calle Maravi	

Huella de carbono y EROI de madera de <i>Pinus taeda</i>	85
Leonidas Carrasco-Letelier, Fernando Resquín, Cecilia Rachid-Casnati	

Disponibilidad y desempeño ambiental de madera para una biorefinería de segunda generación.....	101
Cecilia Rachid-Casnati, Fernando Resquín, Leonidas Carrasco-Letelier	

Balance preliminar fuente/demanda de biomasa para diferentes usos en el norte de México.....	125
Rigoberto Rosales Serna, Julio César Ríos Saucedo, Artemio Carrillo Parra, Rafael Jiménez Ocampo, Saúl Santana Espinoza, Donají Sierra Zurita	

Situación energética del Paraguay.....	153
Lisa Lovera, Hugo Ramírez, Santiago Gulino, Luís de Jesús Navarro, Axel Benitez	

PARTE B: Mejora de procesos de aprovechamiento energético de biomasa

Estado del desarrollo de biorrefinerías a nivel global	167
Xavier Álvarez Montero, Ingrid Mercado Reyes, Melani Maruri Mora, José Carbo Pincay	
Avances en la producción de biogás en Ecuador, una mirada desde la investigación científica	221
Juan Gaibor-Chávez, Zulay Niño-Ruiz, Orlando Meneses-Quelal	
Producción de carbón activado a partir de residuos de cajonerías	243
Yerson F. Alania Trinidad, Tania Guerrero Vejarano, Ricardo Ochoa Cuya	
Gasificación de orujo graso seco: un ejemplo de bioeconomía en el sector oleícola español	255
José Antonio La Cal Herrera	
Evaluación de calidad de biochar producido a partir de residuos verdes de parques y jardines de la UNALM	267
Rosario Natividad Palacios Hugo, José Luis Calle Maraví, Mary Flor Césare Coral	
Valorización de los residuos sólidos municipales: conveniencia de los métodos hidrotérmicos	273
Carmina Reyes Plascencia, Nestor Tancredi	
Tipo de hornos para la producción de carbón vegetal en México	293
Juan García-Quezada, Ricardo Musule-Lagunes, Noel Carrillo-Ávila, Artemio Carrillo-Parra	

Prólogo

Un año más tengo el honor de presentar la colección de trabajos de investigación realizados en la red IBEROMASA del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Como coordinador de la red me siento orgulloso de que los distintos grupos de trabajo hayan desarrollado un conjunto de proyectos encaminados al aprovechamiento de los recursos biomásicos en el ámbito iberoamericano cuyos resultados permitirán enfocar mejor las políticas y emprendimientos de esta posible fuente de energía.

Las investigaciones aquí se exponen van enfocadas por un lado a gestionar los recursos disponibles, los cuales deben cuantificarse, analizar su producción, definir la logística para el abastecimiento de las plantas que los van a usar para su transformación a biocombustibles. Por otro lado, se exponen los avances de distintas tecnologías de transformación de estos recursos. La aplicación energética de los mismos puede ir orientada hacia la obtención de energía térmica, la obtención de electricidad, o la obtención de biocarburantes.

Es de destacar en estos tiempos el gran desarrollo que están sufriendo los vehículos híbridos, que combinan carburantes y energía eléctrica en el sector del transporte. Este desarrollo no merma el interés en absoluto por la biomasa como fuente de energía, sino que la acrecenta. Primero, debido a que la biomasa puede usarse como fuente para producir energía eléctrica a través de ciclos de Rankine, o a través de cogeneración a partir de biogás o gas de síntesis obtenido por procesos de pirólisis. La necesidad de la recarga de un parque móvil extenso va a provocar un incremento de la potencia eléctrica requerida en la red, y por tanto, no hay que desdeñar ninguna de las fuentes de energías renovables que permiten la obtención de esta electricidad. Segundo, los vehículos híbridos van a requerir carburantes para permitir una mayor autonomía y velocidad de repostaje en trayectos largos. Son ampliamente conocidos los problemas que conlleva el uso de los carburantes tradicionales derivados del petróleo, por tanto, es seguro que el uso de biocarburantes fabricados a partir de biomasa se va a imponer en este sector.

Destacar que el uso de la biomasa supone desarrollar un sistema de abastecimiento energético descentralizado, lo que permite disponer a los distintos países de mayor autonomía, al tiempo de ser un factor muy importante para el desarrollo de la multifuncionalidad de las áreas rurales. Los sistemas productivos agrícolas ya no sólo van a producir alimentos, sino también han de estar preparados para la producción de biocombustibles. El estudio y la preparación de las distintas tecnologías en las distintas zonas del planeta no es un problema menor. Iberoamérica debe estar preparada para la transición energética.

Con la presentación de estos trabajos desde la red IBEROMASA de CYTED pretendemos contribuir a ese proceso.

En este contexto es muy importante destacar el importantísimo papel que tiene el trabajo en red entre los distintos actores que desarrollan investigación y proyectos relacionados con la bioenergía. En este sentido, el Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) proporciona distintas herramientas básicas para esta actividad, tales como la movilidad de los investigadores, poniendo en contacto distintos grupos de trabajo; encuentros multilaterales de los agentes que están trabajando en este proceso; así como la difusión de trabajos y la formación especializada en el área iberoamericana.

Destacar que entre los objetivos de la red IBEROMASA de CYTED está contribuir a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para la Agenda 2030, adquiriendo especial protagonismo en los Objetivos 7 y 13. Por un lado, garantizar el acceso a una energía asequible, segura, sostenible y moderna para todas las personas; por otro, adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos garantizando el acceso a la energía haciendo un servicio asequible para toda la ciudadanía.

Quiero agradecer a los investigadores de la red los esfuerzos realizados en esta obra, que animan a seguir trabajando con un equipo de personas excelente, comprometido, demostrando su gran valía. Toda la red comparte el ánimo de trabajar por un mundo mejor. Mis mas sinceras felicitaciones por los resultados obtenidos. Con mi mayor consideración.

Borja Velázquez-Martí
Coordinador de la red IBEROMASA

Catedrático de Universidad
Departamento de Ingeniería Rural y Agroalimentaria.
Universitat Politècnica de València.
Camino de Vera s/n, 46022 Valencia (Spain)

Cuadernos de la Red IBEROMASA

Optimización de los procesos de extracción de biomasa sólida para uso energético

PARTE A

Cultivos energéticos y otras fuentes de materia prima

Recursos Biomásicos para Bioenergía en Buenos Aires, Argentina

Alberto Acevedo

Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Los Reseros y Las Cabañas s/n, Castelar 1712, Buenos Aires, Argentina.

Autor para correspondencia: acevedo.alberto@inta.gob.ar

1. Introducción

La biomasa es, según la Directiva (UE) 2018/2001 del Parlamento Europeo y del Consejo, la fracción biodegradable de productos, desechos y residuos de origen biológico procedentes de la agricultura, silvicultura y de las industrias conexas, así como de la fracción biodegradable de residuos industriales y municipales de origen biológico (APPA Renovables, 2021). Se la puede clasificar, conforme su origen y contenido de humedad, en 4 categorías (CEARE-UBA, 2019):

- *Natural*: es la biomasa hallada en la naturaleza sin ningún tipo de intervención humana. Los recursos generados por los desechos naturales de un bosque constituyen un ejemplo de este tipo de biomasa.
- *Residual seca*: incluye subproductos de las actividades agrícolas, ganaderas y forestales y de los procesos de las industrias agroalimentarias y de transformación de la madera. Ejemplos: madera de podas y raleos, aserrín, paja, residuos sólidos urbanos secos.
- *Residual húmeda*: es la referida a los vertidos denominados biodegradables. Por lo general, se considera esta categoría cuando el contenido de humedad supera el 60%. Ejemplos: aguas residuales urbanas e industriales, residuos sólidos urbanos húmedos y residuos ganaderos, especialmente purines.
- *Cultivos energéticos*: son aquellos cuya finalidad es producir biomasa para energía. Ejemplos: plantaciones dedicadas a la producción de biocombustibles. Los cultivos energéticos se pueden clasificar en dos categorías: 1) de primera generación: son cultivos que, además de tener fines energéticos, son del tipo alimenticio, 2) de segunda generación: son cultivos lignocelulósicos de especies leñosas y herbáceas, no comestibles.

En los proyectos bioenergéticos la energía química contenida en la biomasa se convierte en otra forma energética deseable, ya sea por conversión en energía eléctrica, en energía térmica o en ambas (cogeneración). La conversión hacia ambos tipos de energía se alcanza, mayoritariamente, a través de una reacción de combustión, pudiendo ser también mediante procesos termo químicos o biológicos. A partir de ella, finalmente se entrega calor al medio, el que es captado por diferentes sistemas y pasado a la forma energética deseada. En la reacción de combustión, el combustible se origina en la biomasa en tanto que el comburente es el aire del ambiente (CEARE-UBA, 2019).

Por su parte, la secuencia con que se producen la electricidad y la energía térmica determina el sistema de cogeneración, el cuál en el caso de combustión directa, se clasifica en superior e inferior. En los sistemas superiores de cogeneración la fuente de energía primaria, i.e., biomasa sólida, se emplea directamente para generar energía en una primera etapa. En una segunda etapa, el calor residual - sea en forma de vapor o gases calientes- se usa en procesos industriales para cocimiento, secado o calentamiento. Ejemplos: industrias tales azucarera, cervecera, textil, celulosa y papel. En cambio, en la primera etapa de los sistemas inferiores de cogeneración la energía primaria se usa directamente para satisfacer los requerimientos térmicos del proceso y la residual se emplea, en una segunda etapa, para generar energía eléctrica. Ejemplos: industria cementera, siderúrgica y del vidrio (INNIO, 2021).

La extensión de la República Argentina y su gran diversidad de climas y suelos configuran múltiples escenarios que favorecen el crecimiento de variados recursos biomásicos para generar energía. En el país, numerosos emprendimientos se valen de plantaciones de biomasa de diversos orígenes que generan potencias nominales en el rango 2-78 MW (Tabla 1), siendo la caldera-turbina-generador la tecnología más empleada para generación eléctrica, existiendo asimismo experiencias de cogeneración. De esta manera, las plantaciones comerciales cuyo objetivo primario es el de producir biomasa para energía están en franca expansión en el territorio nacional.

Este capítulo examina especies vegetales factibles de ser empleadas para fines bioenergéticos en el área de Olavarría, provincia de Buenos Aires, Argentina. Olavarría es el nicho de las principales empresas de la industria cementera a nivel nacional, las cuales constituyen un mercado altamente demandante en energía y a su vez contaminante por las elevadas emisiones de CO₂ que liberan. En consecuencia, el empleo de biomasa en sus hornos contribuiría a mitigar el impacto que el CO₂ produce en el ambiente. La propuesta tiene en cuenta el germoplasma genético disponible y los factores climáticos, edáficos y de manejo, como así también una estimación del costo de plantación de las especies vegetales conforme la campaña 2019/20.

Tabla 1. Plantas de energía renovable a base de biomasa en operación comercial.

Biomasa	Nombre	P. A. ¹ (MW)	Provincia	Referencia
Forestal	C.T. ² Pindó Eco - Energía	2,00	Misiones	https://misionesonline.net/2017/08/25/pindo-la-primera-empresa-del-pais-entregar-energia-renovable-partir-biomasa-forestal-al-programa-renovar/
Biomasa	C.T. Tabacal	40,00	Salta	http://www.energia.gob.ar/contenidos/archivos/Reorganizacion/renovables/fichas_plantas/biomasa_tabacal.pdf

(Tabla 1 continúa en la página siguiente)

(Tabla 1 continúa de la página anterior)

Biomasa	Nombre	P. A. ¹ (MW)	Provincia	Referencia
Bagazo RAC	C.T. Santa Bárbara	16,00	Tucumán	http://www.energia.gov.ar/contenidos/archivos/Reorganizacion/renovables/fichas_plantas/biomasa_stabarbara.pdf
Forestal	C.T. Alto Paraná Puerto Piray	78,00	Misiones	https://www.argentinaforestal.com/2014/08/12/alto-parana-genero-78-mw-de-energia-limpia-y-renovable-en-el-primer-semester-del-ano/
Bagazo	C.T. La Providencia Arcor	11,00	Tucumán	https://eficienciaenergetica.net.ar/img_publicaciones/04281604_04b-InformeAzucar1.pdf
Marlo Chala	C.T. Nidera	7,00	Buenos Aires	https://www.agrositio.com.ar/noticia/153122-nidera-produce-energia-y-alimento-a-partir-de-la-biomasa
Cáscaras de maní	C.T. Prodeman Bioenergía	9,00	Córdoba	https://www.energiaestrategica.com/prodeman-bioenergia-el-primer-proyecto-de-la-ronda-2-que-entra-en-produccion/
Cáscaras de maní	C.T. Ticino	3,00	Córdoba	https://secretariadeambiente.cba.gov.ar/autoridades-ambiente-visitaron-la-planta-modelo-biomasa-ticino/
Bagazo	C.T. Cogeneración Ing. Leales	2,00	Tucumán	https://www.chispasemanario.com.ar/index.php/9-noticias/locales/1136-biomasa-se-firmaron-los-proyectos-del-programa-renovar-2
Maíz Burlanda Estiércol	Biogeneradora Santa Catalina	2,00	Córdoba	https://www.puntal.com.ar/energia/la-biogeneradora-santa-catalina-fue-autorizada-entregar-electricidad-n112194

¹P.A. Potencia Adjudicada. ²C.T. Central Térmica.

Fuente: Elaboración propia a partir del Ministerio de Hacienda y de los enlaces citados en la columna referencia.
<https://www.argentina.gob.ar/economia/energia/energia-electrica/renovables/plantas-de-energia-renovable>

2. Características climático-edáficas de Olavarría, Buenos Aires

Olavarría se encuentra en la provincia de Buenos Aires en la latitud -36.89272 y longitud -60.32254, hemisferio sur, a 166m snm, y abarca una superficie de 7.715 km². Con clima oceánico (Clasificación climática de Köppen: Cfb), exhibe precipitaciones todos los meses del año. La temperatura media anual es 21°, la precipitación media anual es 569 mm, la humedad media es del 70% y el Índice UV es 5 (Wheather Spark 2021).

Se contemplan 3 escenarios edáficos. Ésto no significa que no haya más, pero los mencionados son los considerados en este capítulo:

- Escenario 1: Argiudol petrocálcico con tosca a los 55 cm de profundidad
- Escenario 2: Argiudol típico, con más de 82 cm de profundidad
- Escenario 3: Hapludol lítico (90%) y Argiudol lítico (10%). Suelo muy somero con 18 cm de profundidad.

3. Especies vegetales para fines bioenergéticos

Las especies vegetales - anuales y perennes - factibles de ser usadas para fines bioenergéticos se mencionan en la Tabla 2.

Tabla 2.

Cultivos	Especie vegetal	Nombre vulgar	Características
Anuales	<i>Triticum aestivum</i>	Trigo	Cereal de invierno, de 1 ^{ra} G
	<i>Zea mays</i>	Maíz	Cereal de verano, de 1 ^{ra} G
	<i>Sorghum</i> spp.	Sorgo	Cereal de verano, de 1 ^{ra} G
Perennes	<i>Salix</i> spp	Sauce	Especie forestal, de 2 ^{da} G
	<i>Panicum virgatum</i>	Pasto varilla	Forrajera de crecimiento primavero-estival, de 2 ^{ra} G
	<i>Miscanthus giganteus</i>	Miscanthus	Especie con alto rendimiento en biomasa, de 2 ^{da} G
	<i>Pennisetum purpureum</i>	Pasto elefante	de 2 ^{da} G
	<i>Arundo donax</i>	Caña de Castilla	de 2 ^{da} G

1^{ra} G, de primera generación: son cultivos que, además de tener fines energéticos, son del tipo alimenticio, 2) 2^{da} G, de segunda generación: son cultivos lignocelulósicos de especies leñosas y herbáceas, no comestibles 2^{ra} G.

4. Características de especies vegetales anuales para fines bioenergéticos y estimación de costos de plantación y cosecha

Entre los cultivos anuales, *i.e.*, aquellos que sobreviven sólo una estación de crecimiento y la siembra se realiza cada año, se proponen:

4.1 Trigo

Descripción: gramínea invernal con sistema radicular fasciculado o en cabellera, con numerosas ramificaciones, las cuales alcanzan en su mayoría una profundidad de 25-35 cm. Especie macolladora por lo que cada planta tiene varios tallos que son cilíndricos, erectos y huecos. Las láminas tienen una forma linear-lanceolada con vaina, lígula y aurículas bien definidas. La inflorescencia es una espiga terminal en la mayoría de los macollos, compuesta por un raquis central de entrenudos cortos, sobre el cual van dispuestas 20 - 30 espiquillas en forma alterna, llevando cada una nueve flores - alguna de las cuales abortan - rodeadas por glumas y glumelas. La altura de la planta varía de 0,5 a 1,50 m, dependiendo ello de que el genotipo porte o no genes que codifican para enanismo e insensibilidad al ácido giberélico. El residuo agrícola de cosecha (tallo, hoja: lámina más vaina, y restos de inflorescencia) constituye una biomasa con potencial bioenergético.

Escenario edáfico: se propone su cultivo en suelo Argiudol petrocálcico con tosca a los 55 cm de profundidad (Escenario 1) o bien en suelo Argiudol típico con más de 82 cm de profundidad (Escenario 2).

Cultivares: ciclo medio a largo.

Siembra: mediados de mayo-principios de junio, labranza convencional.

Espaciamiento: Distancia entre surcos 20 cm.

Densidad de siembra: aproximadamente 110 kg semillas/ha.

Costos: La Tabla 3 muestra los costos de plantación y cosecha.

Tabla 3. Estimación de costos del cultivo por hectárea y por tonelada de grano para la campaña 2019/20.

		Costo (USD/ha)
	Labranzas	54
Costo estimado cultivo por hectárea (USD)	Costos directos (incluye labranzas)	283
	Total	283

		Rendimiento (ton/ha)	Costo (USD/ton)
		3	232
Costo estimado cultivo por ton de grano (USD)		3,5	206
		4	186

4.2 Maíz

Descripción: gramínea estival diclino monoica con raíces primarias fibrosas, además raíces adventicias. Tallo único, cilíndrico, erecto y macizo con láminas alargadas y vainas íntimamente arrolladas al tallo. La inflorescencia masculina o panoja es terminal. Las inflorescencias femeninas o espigas o mazorcas se localizan en las yemas axilares de las hojas, con forma cilíndrica consistente en un raquis central o marlo que será el asiento de los futuros cariopses o granos. La altura promedio de la planta es 2,5 m, dependiendo ello de su constitución genética y la interacción con el ambiente. Realizada la cosecha, el rastreo de maíz (marlo, chala, hoja: lámina más vaina, tallo e inflorescencia masculina) representa una biomasa con potencial bioenergético.

- *Escenario edáfico:* se propone su cultivo en suelo Argiudol petrocálcico con tosca a los 55 cm de profundidad (Escenario 1) o bien en suelo Argiudol típico con más de 82 cm de profundidad (Escenario 2).
- *Híbridos para Escenario 1:* AX7761, AX7784 (el de ciclo más largo), AX7822, DK7010, DK7220 y DK7310. Híbrido 4360 de KWS (silero).
- *Híbridos para Escenario 2:* AX852, AX 7761 VT3P Cruiser, AX 7918 BT11/Mir 162, DK 72-10 VT3P, DK 73-20 VT3P. Híbrido 4360 de KWS (silero).
- *Siembra:* mediados de octubre (con riego); mediados de noviembre (sin riego). Sembradora de granos gruesos Baumer, equipada con dosificación neumática de semilla. Opcionalmente se puede sembrar con máquina de grano fino.
- *Espaciamento:* Distancia entre surcos 52 cm.
- *Densidad de siembra para Escenario 1:* 30.000 plantas/ha, 3 plantas/m² (sin riego); o bien, 55.000 plantas/ha, 5-6 plantas/m² (con riego).
- *Densidad de siembra para Escenario 2:* 55.000 plantas/ha, 5-6 plantas/ m² (sin riego); o bien, 65.000 plantas/ha; 6-7 plantas/ m² (con riego).
- *Fertilización:* Un mes antes de la siembra fertilizar al voleo con 180 kg/ha de urea y a la siembra aplicar 100 kg/ha de fosfato diamónico en el surco.
- *Control de malezas:* aplicar atrazina y metolacoloro como preemergentes y en 4 hojas aplicar glifosato más 2.4D (híbridos tolerantes a glifosato).

- *Cosecha*: con una máquina experimental marca Wintersteiger y carro lateral/en tandem para marlos.
- *Costos*: La Tabla 4 muestra los costos de plantación y cosecha.

Tabla 4. Estimación de costos del cultivo por hectárea y por tonelada de grano para la campaña 2019/20.

		Costo (USD/ha)
	Labranzas	54
Costo estimado cultivo por hectárea (USD)	Costos directos (incluye labranzas)	335
	Total	335

		Rendimiento (ton/ha)	Costo (USD/ton)
		8	157
Costo estimado cultivo por ton de grano (USD)		9	145
		10	135

4.3 Sorgo

Descripción: gramínea estival de tallo único, cilíndrico, erecto y macizo, láminas alargadas y vainas que envuelven al tallo y panoja terminal. La semilla es la más pequeña de los cultivos de cosecha gruesa, siendo lento el crecimiento inicial de la plántula hasta los 15 centímetros de altura, pues prioriza el establecimiento del sistema radicular para luego priorizar la parte foliar (Carrasco et al., 2011). La mayoría de los híbridos actuales son insensibles al fotoperíodo durante la fase de diferenciación de número de hojas, por lo que su ritmo de desarrollo es impulsado primordialmente por la temperatura. Reconocido por su gran rusticidad, plasticidad y aporte de altos volúmenes de rastrojo, el sorgo puede ser usados para fines bioenergéticos y/o para la sostenibilidad del suelo.

Escenario edáfico: se propone su cultivo en suelo Argiudol petrocálcico con tosca a los 55 cm de profundidad (Escenario 1), o bien, en suelo Argiudol típico, con más de 82 cm de profundidad (Escenario 2).

Híbridos: ADV2010, VDH422, TOB78DP, Pioneer 81T25.

Siembra: fin de noviembre, labranza convencional.

Espaciamento: distancia entre surcos 20 cm.

Densidad de siembra: aproximadamente 8 kg semillas/ha.

Profundidad de siembra: 4-5 cm.

Fertilización: a la siembra aplicar fosfato diamónico (50 kg/ha) y urea (100 kg/ha) a mediados de enero.

Control de malezas: en preemergencia aplicar atrazina (90%) 1,5 kg/ha + s-metolaclor 1 l/ha y agregar lambdacialotrina (8,33%) 30 cm³/ha. En pos emergencia y bajo monitoreo del cultivo aplicar clorpirifós (500 cm³/ha) para controlar pulgones.

Cosecha: a fines de junio.

Costos: la Tabla 5 muestra los costos de plantación y cosecha.

Tabla 5. Estimación de costos del cultivo por hectárea y por tonelada de grano para la campaña 2019/20.

		Costo (USD/ha)
Costo estimado cultivo por hectárea (USD)	Labranzas	58
	Costos directos (incluye labranzas)	185
	Total	185

		Rendimiento (ton/ha)	Costo (USD/ton)
Costo estimado cultivo por ton de grano (USD)	6	147	
	7	136	
	8	127	

5. Características de especies vegetales perennes para fines bioenergéticos y estimación de costos de plantación y cosecha

Entre los cultivos perennes, *i.e.*, aquellos que tienen un ciclo de vida de dos o más años y no requieren resiembra, se proponen:

5.1 Sauce

Descripción: árbol dioico de tamaño medio con ramas finas y flexibles y hojas alargadas. Se lo denomina cultivo de corta rotación cuando, por fines bioenergéticos, se lo planta en un esquema de alta densidad (Durán et al., 2014). En Argentina no existen plantaciones comerciales de sauce con el objetivo primario de producir biomasa para energía.

Escenario edáfico: se propone plantar las estacas de sauce en suelo Argiudol típico, con más de 82 cm de profundidad (Escenario 2).

Tareas previas a la instalación:

- Control de hormigas (previo a la roturación del suelo).
- Roturación del suelo: pasada de disco de rastras: 2 ó 3 meses antes a la plantación. También puede realizarse, previo a la disqueada, un subsolado (profundidad: 30 - 40cm), para contribuir a una buena calidad del terreno y favorecer el desarrollo de raíces y exploración en el perfil.
- Control de malezas.

Instalación: marcación con cable plantador: para asegurar una correcta disposición en el sitio exacto según el espaciamiento considerado (1m x 1m). Plantación manual, mediante la apertura con barreta y posterior hincado de la estaca. Se recomienda trabajar en la operación con el suministro de agua al hoyo, para asegurar una mejor instalación. Se deben enterrar los 2/3 de longitud de las estacas (mínimo, la mitad); buscando dejar al menos 2 ó 3 yemas fuera de la tierra.

Labores culturales posteriores a la instalación:

- Desmalezado mecánico luego de la implantación, recomendable realizar una primera intervención a mediados de la primavera para un buen establecimiento de las plantas. Si se utilizan métodos químicos luego de la implantación, controlar con rigurosidad la metodología y el producto; los sauces con muy sensibles a una amplia gama de herbicidas de contacto.
- Control hormigas: Monitoreo de hormigas, señalamiento de hormigueros, combate con cebos tóxicos/insecticidas.
- Riego (evaluar si es necesario).
- Control de supervivencia al fin del primer ciclo y reposición en el invierno posterior a la instalación.

Clones: Ibicuí; Yaguareté INTA-CIEF (*Salix alba* L.); Geminis; Lezama.

Se trata de clones de sauce con buena producción de biomasa, desarrollados en la Estación Experimental Agropecuaria Delta del INTA y certificados por el INASE (INTA Noticias 2013)

Propagación: por estacas de 0,50 m.

Espaciamento: 1m entre hileras y 1m dentro de la hilera (10.000 plantas/ha).

Plantación: julio-agosto.

Rendimiento: 53-68ton/ha (rango superior) densidad de 1111 plantas/ha (3m x 3m).

Ciclo de producción: primavera-estival.

Riego: recomendable. Cinta de riego por goteo en forma paralela a cada fila de plantación.

Control de insectos: cebos con Sulfluramida 0,3% para controlar hormigas cortadoras (*Acromyrmex* spp.) y con Carbaryl 8% para controlar el crustáceo isópodo *Armadillidium vulgare* Latreille.

Cosecha: cada año. Hay máquinas para cosechar, pero no hay en Argentina. Es factible adaptar un modelo local para la cosecha.

Costos: el metro de guía (estaca del clon) cuesta 11 centavos de USD y se pueden obtener 2 estacas para plantar. La implantación de una plantación clásica (4 x 4), con campo limpio, se estima entre 40,2 y 48,2 USD /ha. A esto debe sumarse el costo de las labores de labranza para preparar el suelo.

5.2 Pasto varilla

Descripción: herbácea rizomatosa muy resistente, de fácil cultivo y no demanda mayores cuidados. Originaria de América del Norte. Ronda los 2 metros de alto y sus largas y estrechas hojas, verdes o verde-azuladas, miden entre 30 y 90 centímetros de longitud. A fines de primavera y comienzos del verano nacen pequeñas flores agrupadas en panículas terminales de más de medio metro. Posee raíces que llegan muy profundo por lo que puede soportar prolongados períodos de sequía. Se la emplea como ornamental en jardines, para forraje, fijación de suelos y también como cultivo alternativo pues debido al buen rinde se la cosecha por completo para producir biocombustible (etanol 2^{da} G). En Argentina no existen plantaciones comerciales de pasto varilla con el objetivo primario de producir biomasa para energía.

Escenario edáfico: se propone su cultivo en suelo Argiudol típico, con más de 82 cm de profundidad (Escenario 2).

Cultivar: Álamo (Baigorria y Fresia, 2012).

Multiplicación: mediante semillas, las cuales son minúsculas midiendo cerca de 0,5 centímetro de largo por 1,5 milímetro de ancho.

Propagación: por división de mata o por división del rizoma.

Fecha de siembra: de mediados de octubre a principios de diciembre, cuando las temperaturas del suelo superan los 15 °C.

Productividad y caracterización energética: 5 - 12 T de materia seca/ha año. La relación producción de energía: insumos es de 20:1 aproximadamente. Con una producción de 10 T/año se producen alrededor de 185 GJ de energía (Petruzzi, 2010).

Fertilización: la fertilización nitrogenada puede duplicar el rendimiento.

Riego: moderado.

5.3 Pasto Elefante, Napier grass, King grasa o Linya Mungu

Descripción: gramínea gigante, perenne estival de la tribu *Paniceae*, gigante. Se destaca por su porte alto (2 a 4,5 m), hojas con láminas aserradas de 30 a 120 cm de longitud y 1 a 5 cm de ancho y tallos con entrenudos sólidos. Inflorescencia compuesta, espigas terminales y axilares. Originaria de África tropical y húmeda, particularmente de Uganda y naturalizada en América tropical y subtropical. Planta C4. No hay experiencias en Argentina de empleo de esta especie para cogenerar energía.

Escenario edáfico: se propone su cultivo en suelo Argiudol típico, con más de 82 cm de profundidad (Escenario 2) ya que se adapta a suelos profundos de buen drenaje, con baja materia orgánica e incluso pH ácidos.

Cultivar: INIA Lambaré (Ayala et al., 2010).

Preparación del suelo: a fines de invierno o en otoño, para favorecer el contacto del propágulo con suelo y fertilizante.

Propagación: por tallos, esquejes y rizomas.

Espaciamiento: 1-1,2 m entre hileras y 50 cm dentro de la hilera.

Fecha siembra: otoño: tallos y esquejes (establecimiento del 50%), agosto-octubre: rizomas (establecimiento del 100%).

Ciclo de producción: estival (agosto hasta la aparición de las primeras heladas: abril, mayo).

Fertilización: empleo de nitrógeno y fósforo a razón de 50 kg/ha/año de N y P2O5.

Productividad: puede llegar a 26,5 T de materia seca/ha sin fertilización, y responder al agregado de nitrógeno y fósforo en 27 y 71% con dosis de 50 y 100 kg/ha de ambos nutrientes respectivamente.

Control de malezas: aplicaciones de Simazine al 1.5 kg por ha de PA (producto activo) después de la plantación. Atrazina 80% PA a razón de 6 kg/ha, y Dirioseb 4kg/ha logran un buen control de las malezas que pueden competir en el arranque de la producción de pasto elefante.

Cosecha: cada año. La cosechadora de caña de azúcar se podría adaptar para cosechar esta especie.

5.4 Miscanthus

Descripción: *Miscanthus x giganteus* es un híbrido estéril (triploide) producto del cruce entre las especies *M. sinensis* (diploide) y *M. sacchariflorus* (tetraploide). Es una gramínea perenne, puede llegar a crecer hasta 3,6 metros de altura. Su gran sistema radicular

facilita la captura de nutrientes. Por su alto rendimiento en biomasa, *Miscanthus* es un excelente secuestrador de carbono y aportador de materia orgánica al suelo (Pegoretti et al., 2020). Siendo una planta C4 se caracteriza por su alta absorción de CO₂, alto potencial de rendimiento y bajo consumo de agua (Płazek y Dubert, 2010). Se utiliza como planta ornamental en jardines, siendo también de interés para los productores ya que puede ser usada para producir energía de directa combustión o para la producción de etanol celulósico (Smith, 2009). En Argentina no existen plantaciones comerciales de *Miscanthus* con el objetivo primario de producir biomasa para energía.

Escenario edáfico: se propone su cultivo en suelo Argiudol típico, con más de 82 cm de profundidad (Escenario 2).

Cultivar: *Miscanthus*, al igual que el pasto varilla y el pasto elefante, son especies exóticas y no hay bancos de germoplasma en el país, por lo que hacerse de estos materiales vegetales implica la importación de los mismos.

Propagación: por rizomas y propagación *in vitro* (estacas enraizadas). Los rizomas deben tener al menos 2-3 yemas, se extraen de plantas de 2 ó 3 años de edad y se prefieren por su menor costo y porque producen generalmente plantas más vigorosas (Muñoz Sáez et al., 2014).

Densidad de siembra: 10-15 mil rizomas/ha (Muñoz Sáez et al., 2014).

Espaciamento: 1-1,5m entre hileras y 50 cm dentro de la hilera.

Ciclo de producción: ciclos de crecimiento estival con períodos de dormancia en el invierno.

Productividad y caracterización energética: el rendimiento es de 1-2 T materia seca/ha en el primer año de establecimiento, entre 4-10 T materia seca /ha al segundo año y entre 10-13 T materia seca /ha o más al tercer año (Teagasc y AFBI, 2010). El poder calorífico superior oscila entre 3.967,3 y 4.333,1 kcal/kg al segundo año crecimiento (Muñoz Sáez et al., 2014).

Control de malezas: eliminación de malezas pre-siembra mediante aplicaciones de Roundup Full (4 L/ha, 66,2%), con surfactante incorporado (200 L/ha al 100%). Control de maleza mecánico post-siembra.

Cosecha: anual, entre abril y junio. La cosechadora de caña de azúcar se podría adaptar para cosechar esta especie. Para fines energéticos, el empleo de una enfardadora sería muy apropiado.

5.5 Caña de Castilla

Descripción: gramínea de 3-10 m de altura, tallos huecos de 3,5 cm de diámetro y láminas de 5-7 cm de ancho y 30-60 cm de largo. Inflorescencia en panícula de hasta 1 m de largo. Especie de crecimiento rápido y vigoroso. Posee rizomas largos, bien desarrollados y leñosos que contribuyen a la formación de tupidos cañaverales que eliminan a toda la vegetación de su alrededor, pero a su vez son muy eficientes para controlar la erosión del suelo. Pese a su origen asiático es actualmente una especie cosmopolita. El principal uso, desde el punto de vista energético, es la producción de calor o electricidad mediante su combustión, aunque podría llegar a emplearse para la producción de etanol 2^{da} G (Falasca et al., 2011).

Escenario edáfico: su condición de especie invasora, está incluida en la lista 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo, lleva a desanimar su difusión (GISD, 2021). Por ello, aun cuando se decidiese propagarla, se sugiere su implantación en

suelo Hapludol lítico (90%) y Argiudol lítico (10%) con 18cm de profundidad (Escenario 3), sin aptitud agrícola ni ganadera.

Clones: no identificados.

Propagación: por rizomas y trozos de caña.

Espaciamento: 0,3 m entre hileras y 0,2 m dentro de la hilera.

Ciclo de producción: primavera-estival.

Cosecha: 2do año de implantación, cuando las cañas están ramificadas y lignificadas.

Riego: cinta de riego por goteo en forma paralela a cada fila de plantación.

Control de malezas: polietileno negro de 100µm de espesor como mulching para controlar malezas.

Fertilización: Un mes antes de la siembra fertilizar al voleo con 80 kg/ha de urea.

A la siembra aplicar 50 kg/ha de fosfato diamónico en el surco.

Productividad: produce un promedio de 50 T de alta calidad de fibra/ha dos veces al año (ArgentiNat, 2018).

Cosecha: cosechadora de caña de azúcar adaptada.

6. Conclusiones

- En la combustión de combustible fósil se desprende CO₂ a partir de carbono que, de otro modo, hubiera permanecido atrapado en la corteza terrestre. En cambio, en la combustión de biomasa sólida el CO₂ liberado es compensado por el que fue capturado durante el crecimiento de la biomasa. Para asegurar la sostenibilidad de la producción de energía con biomasa se necesita crecimiento de nuevo material biomásico para reemplazar al extraído.
- Actualmente, el precio y el contenido energético hacen del pet-coke y el gas natural la opción más ventajosa, desde el punto de vista económico, para alimentar los hornos de las compañías que producen cemento. Pero se trata de combustibles fósiles no renovables que además acarrear las desventajas desde el punto de vista de la sostenibilidad ambiental. Los combustibles fósiles siguen siendo priorizados para combustión en dichos hornos en todo el mundo, pero avanzan muy rápidamente las penalizaciones económicas al CO₂ que liberan los mismos.
- Los cultivos anuales cuentan con la ventaja de disponer de gran cantidad de variedades adaptadas a diversas condiciones climáticas, aunque los márgenes económicos son un tanto estrechos. A largo plazo podrían ser objetados por la Unión Europea por tratarse de cultivos para consumo humano.
- Los cultivos perennes cuentan con la ventaja de plantarse sólo una vez por lo que costo de implantación se amortiza con el correr de los años.
- Por lo tanto, generará una ventaja estratégica el conocer las posibilidades de producción de especies vegetales alternativas, consideradas carbono neutral, para su combustión en los hornos de las compañías que producen cemento. Hacerse de ese conocimiento implica tiempo y anticiparse al futuro, pero asegura haber evaluado técnica y económicamente una alternativa sostenible, ambiental y económicamente.

7. Referencias

- APPA Renovables. (2021). *¿Qué es la biomasa?* Disponible en: <https://www.appa.es/appa-biomasa/que-es-la-biomasa/#> [Acceso 15/09/2021].
- ArgentiNat. (2018). Caña de Castilla (*Arundo donax*) – ArgentiNat. Disponible en: <https://www.argentinat.org/taxa/64017-Arundo-donax> [Acceso 15/09/2021].
- Ayala, W., Bemhaja, M., Cotro, B., Docanto, J., García, J., Olmos, F., Real, D., Rebuffo, M., Reyno, R., Rossi, C., Silva, J. (2010). *Forrajeras. Catálogo de Cultivares 2010*. Ed. Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA. Montevideo, Uruguay.
- Baigorria, J.A., Fresia, L. (2012). *Evaluación de la fecha y frecuencia de corte y la fertilización sobre la producción de pasto varilla (*Panicum virgatum*, L.)*. Tesis de grado, Ingeniería Agronómica, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional La Pampa. Petruzzi, H.J. (Director), Stritzler, N.P. (Co-director). 32p. Disponible en: http://www.biblioteca.unlpam.edu.ar/rdata/tesis/a_baieva017.pdf. [Acceso 15/09/2021].
- CEARE-UBA (Centro de Estudios de la Actividad Regulatoria Energética de la Universidad de Buenos Aires). (2019). Proyecto PROBIOMASA, Informe Producto 2: Guía técnica de mejores prácticas para la realización de los estudios de impacto ambiental de proyectos bioenergéticos.
- Carrasco, N., Zamora, M., Alejandro Melin, A., Bolletta, A., Marinissen, J., Gigón, R., Forján, H., Lagrange, S., Campos, P., Manso, L., Cicchino, M. (2011). *Manual el sorgo*, editores Carrasco, N., Zamora, M. y Melin, A., 1^{ra} ed. Chacra Experimental Integrada Barrow. Ediciones INTA, 105 p. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_manual_de_sorgo_renglon_191.pdf. [Acceso 15/09/2021].
- Durán, V.H., Rodríguez, C.R., Francia, J.R., Sayadi, S., Jiménez, J.A., Perea, F. (2014). Biomasa de cultivos leñosos de rotación corta para la producción sostenible de energía: oportunidades y retos. *Journal of Rural Development*, 1, 21-46. <https://doi.org/10.5261/2014.GEN1.02>
- Falasca, S., Flores Marco, N., Galvani, G. (2011). *¿Puede usarse una especie invasora como *Arundo donax* (caña común) con fines energéticos en Argentina?* INTA N° Doc BC-INF-07-11. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_-arundo_donax_con_fines_energeticos_en_argentin.pdf. [Acceso 15/09/2021].
- GISD. (2021). Global Invasive Species Database. Disponible en: <http://www.iucngisd.org/gisd/search.php>. [Acceso 15/09/21].
- INNIO. (2021). Cogeneración. Disponible en: <https://www.innio.com/es/soluciones/generacion-de-energia/cogeneracion>. [Acceso 15/09/2021].
- INTA Noticias. (2013). Nuevos clones de sauce registrados ante el INASE. Disponible en: <https://inta.gob.ar/noticias/nuevos-clones-de-sauce-registrados-ante-el-inase>. [Acceso 15/09/2021].

- Muñoz Sáez, F., Cancino Cancino, J., Acuña Carmona, E., Espinosa Bancalari, M., Rubilar Pons, R., Cerda Martínez, L. (2014). *Antecedentes de Miscanthus x giganteus para la producción de bioenergía*. Ed. Muñoz, F., Cancino, J., Universidad de Concepción, Chile. 60p.
- Petruzzi, H. (2010). *Pasto varilla – Cultivo Bio-energético*. N° Doc IIR-BC-INF-07-10. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-iir-bc-inf-07-10-pasto_varilla.pdf. [Acceso 15/09/2021].
- Pegoretti, H., Muñoz, F., Teixeira, R., Sáez, K., Segura, C., Olave, R. (2020). Potencial energético de clones de Paulownia y Miscanthus para la producción de energía en Chile. *Madera y bosques*, 26(1), e2611916, <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2611916>.
- Plązek, A. y Dubert, F. (2010). Improvement of medium for *Miscanthus x giganteus*. *callus* induction and plant regeneration. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*, 52(1), 105–110. <https://doi.org/10.2478/v10182-010-0013-9>
- Smith, J. (2009). *Antecedentes Miscanthus*. Documento Técnico N° Doc IIR-BC-INF-12-09. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. 6 p.
- Teagasc y AFBI. (2010). *Miscanthus* best practice guidelines. In: Caslin B., Finnan J., McCracken (Eds.). Teagasc (Ireland) and Afbi (Agri-Food and Bioscience Institute, Northern Ireland), Newforge Lane, Belfast. UK. 46 p.
- Wheather Spark. (2021). El clima y el tiempo promedio en todo el año en Olavarría. Disponible en: <https://es.weatherspark.com/y/28738/Clima-promedio-en-Olavarr%C3%ADa-Argentina-durante-todo-el-a%C3%B1o>. [Acceso 15/09/21].

Sugarcane yield and nutritional status in response to fertilization with micronutrients applied in the planting furrow and to leaves

Maikon Vinícius da Silva Lira^{1*}, Guilherme Constantino Meirelles¹, Luiz Felipe de Melo Santos¹, Allan de Marcos Lapaz², Carolina dos Santos Batista Bonini¹, Reges Heinrichs¹

¹São Paulo State University - UNESP, College of Technology and Agricultural Sciences, 17900-000 Dracena. SP, Brazil.

²Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Viçosa, 36570-900 Viçosa. MG, Brazil.

*Autor para correspondencia: maikonvinicius@hotmail.com

1. Introduction

Brazil is one of the largest agricultural producers in the world, due to the vast arable area and favorable tropical conditions for crop production all year round (Costa et al., 2014). Nevertheless, despite the high Brazilian sugarcane production, the mean yield is approximately 70 t ha⁻¹, which is low in view of the genetic potential of the new varieties available on the market and the high production costs (Mellis et al., 2016). This scenario is mainly related to the inadequate management of the tropical soils, which are highly weathered, acidic and nutrient-poor (Madhuri et al., 2013; Fonte et al., 2014).

The low micronutrient availability limits high crop yields, due to the reaction of micronutrients with compounds such as phosphates and carbonates, forming chemical precipitates or interacting with clay colloids and other mineral complexes, making them unavailable for the crop (Abreu et al., 2007; Sarkar et al., 2014; Dimkpa and Bindraban, 2016). In addition, the intensive cultivation, use of fertilizers without micronutrients and insufficient application of organic residues results in an expansion of micronutrient-deficient areas (Madhuri et al., 2013).

Several studies have shown that micronutrient application can correct the low available soil concentrations and promote yield increases (Cherubin, et al., 2015). According to Malakouti, (2008), Fe, Zn, Cu and B application increased the yield of several crops by on average 15 to 30%. For the sugarcane variety 'SP 83-2847'. In a study of Forli et al. (2017), micronutrient applications increased the stalk yield by 10 and 15% in response to rates of 1.0 and 1.5 L ha⁻¹, respectively.

Boron plays a role in the carbohydrate metabolism and sugar transport across membranes and is extremely important for sugarcane; it is also involved in the synthesis of nucleic acids and phytohormones, cell wall formation and cell division (Römheld 2001; Franco et al., 2011). Copper acts as an activator of several enzymes, such as phenolase, laccase and polyphenol oxidase. It is also involved in photosynthesis and plays an important role in the electron transport via plastocyanin (Forli et al., 2017). Manganese is essential for participating in several Krebs cycle reactions, in protein synthesis, cell proliferation, photosynthesis and enzyme activity (Sobral and Weber, 1983). Zinc is fundamental for tryptophan synthesis, the precursor of indoleacetic acid (IAA), which in turn, forms molecules for plant growth and elongation (Franco et al., 2011; Teixeira Filho et al., 2013).

Observations clearly show that micronutrient deficiency impedes sugarcane yield increases. Therefore, this study evaluated the effect of micronutrient fertilization applied in the planting furrow and to the leaves on the nutritional status, yield, and the technological quality of sugarcane stalks in two growing seasons.

2. Materials and Methods

Description of the experimental area

The experiment was carried out on a sugarcane-producing unit in the western region of the State of São Paulo, Brazil (21°45' S and 51.57' W), in two growing seasons (2014/2015 and 2015/2016). The soil in the area was classified as dystrophic Ultisol (Santos, et al., 2018).

According to Köppen's classification, the climate is Cwa, characterized by hot dry winters, with highest rainfall between October and February. The annual temperature, rainfall and humidity means are, respectively, 24°C, 1300 mm and 64.23%, with a mean monthly temperature maximum of 30°C and minimum of 19°C. The recorded rainfall and mean, minimum and maximum temperatures of the experimental period are shown in Figure 1.

Prior to the installation of the experiment, the soil chemical properties and particle-size of the 0.0 – 0.2 and 0.2 – 0.4 m layers were analyzed (Table 1).

Experimental design and treatments

The experimental design was in randomized blocks with four replications, arranged in split plots. Four rates (0, 10, 20 and 40 L ha⁻¹) of chelated micronutrients (B, Cu, Mn, Mo, Zn) and S were applied (at 6.2; 6.2; 37.2; 0.62; 37.2 and 43.4 g L⁻¹, respectively) in the plot furrows. In the subplots, presence and absence of foliar fertilization with micronutrients (0 and 6 L ha⁻¹) were evaluated. The same micronutrient solution was applied to soil and leaves.

Experimental installation

Sugarcane (variety 'RB965902') was planted on April 30, 2014. The area was prepared in a conventional tillage system, by plowing once and harrowing twice. Before the installation of the experiment, soil acidity was corrected by liming with 1.5 t ha⁻¹ of limestone and

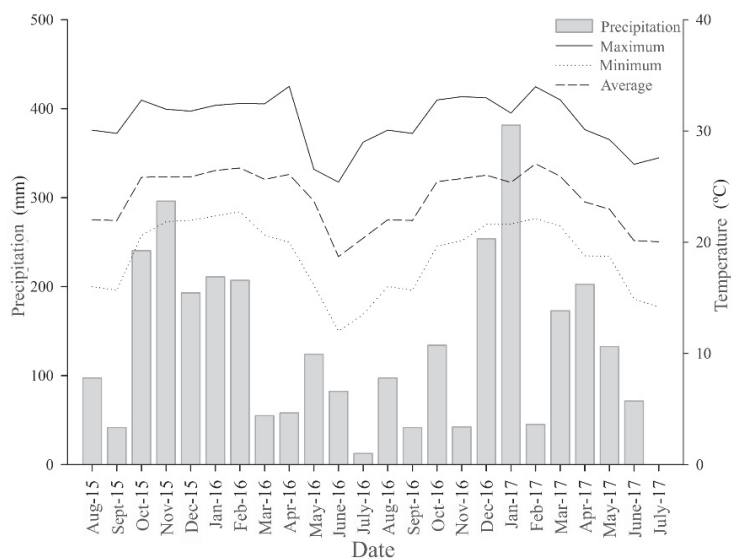


Figure 1. Rainfall and mean, minimum and maximum temperatures recorded in the experimental period.
 Source: Weather station – UNESP Dracena.

Table 1. Chemical properties and particle-size fractions in the 0.0 – 0.2 m and 0.2 – 0.4 m layers of a dystrophic Ultisol before the installation of the experiment.

Fractions	pH	OM	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CEC	
M		g dm ⁻³	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³							
0.0 – 0.2	5.2	14	5	1.6	15	7	18	1	24	42	
0.2 – 0.4	5.1	7	2	1	11	6	20	0	18	33	
Fractions	V	m	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Clay	Silt	Sand
	-----%	mg dm ⁻³									g kg ⁻¹
0.0 – 0.2	57	4	8	0.45	0.6	14	6.0	1.2	121	39	840
0.2 – 0.4	55	0	6	0.42	0.6	11	3.9	0.7	149	21	830

pH in 0.01 mol L⁻¹ CaCl₂; P, Ca, Mg and K (ion-exchange resin); S (calcium phosphate); B (hot water); SB (sum of bases - K+Ca+Mg); Cu, Fe, Mn and Zn (DTPA at pH 7.3); OM: organic matter; CEC: cation exchange capacity; V: % CEC occupied by bases; m: % CEC occupied by Al³⁺. Clay, silt and sand: pipette technique.

1 t ha⁻¹ of agricultural gypsum. For phosphate fertilization, 100 kg P₂O₅ ha⁻¹ was applied in the form of simple superphosphate. In the furrow, fertilization at planting consisted of 25 kg N ha⁻¹, 125 kg P₂O₅ ha⁻¹ and 125 kg K₂O ha⁻¹. Subsequently, the sugarcane seedlings, consisting of seed pieces with 2–3 buds, were deposited at the bottom of the furrows and the solutions with micronutrients applied on them, as described in the treatments.

The experimental plots (144 m²) were 20 m long and contained six sugarcane rows at an alternate row spacing of 0.90 m and 1.50 m. The subdivided plots (72 m²) were 10 m

long and contained six rows of sugarcane, with a subplot spacing of 1 m. The blocks were separated by 8 m wide aisles. The evaluated area consisted of the four central rows, excluding 2 m from either end.

Foliar fertilization was carried out with a pressurized CO₂ sprayer, set to spray a volume of 100 L solution ha⁻¹. In the first year, leaf fertilization was applied on November 17, 2014 and in the second on December 10, 2015. In the second year, conventional fertilization consisted of 126 kg N ha⁻¹ and 98 kg K₂O ha⁻¹.

Plant evaluation

The number of stalks per hectare was determined before cutting, by counting the stalks in 5 m of the four central rows per plot, beginning at a distance of 2 m from the end of the rows. Total biomass (stalks + straw + tips) and stalk weight were determined by weighing 15 consecutive plants of each central row, i.e., 60 plants per plot. To determine total biomass weight, the plants were cut and immediately weighed. After that, straw and tips were removed and the stalks weighed again to obtain stalk weight. Then, 12 stalks per plot were separated for the analysis of quality parameters, determining pol, fiber, reducing sugar and total recoverable sugar (TRS) concentrations (Fernandes, 2003).

Total biomass and stalk weight in the first growing season (2014/2015) were not determined, due to exceptional climatic factors (storm with rain and winds of approximately 120 km h⁻¹), which made harvesting impossible.

Macro- and micronutrient concentrations

The diagnosis leaf (+1 leaf; Malavolta et al., 1997) was used to analyze the nutritional status of sugarcane. Samples were collected in the first growing season, 200 days after planting, i.e., immediately before foliar fertilization. At 84 days after foliar fertilization, a second diagnosis leaf was collected to evaluate the effect of micronutrient fertilization applied at planting and to the leaves. In the second growing season, the diagnosis leaf was collected 68 days after leaf fertilization. The concentrations of macronutrients (N, P, K, Ca, Mg, S) and micronutrients (B, Cu, Fe, Mn and Zn) were determined in the middle third of the leaf, disregarding the midrib, according to a methodology described by Malavolta et al. (1997).

Statistical analysis

Data normality and homoscedasticity were analyzed using the Shapiro-Wilk and Bartlett tests, respectively, both at 0.05 probability. Then the data were subjected to analysis of variance by the F test, at $p \leq 0.05$. When significant, qualitative parameters were subjected to Tukey's test ($p < 0.05$) and quantitative parameters to regression analysis (Pimentel-Gomes & Garcia, 2002).

3. Results and Discussion

Sugarcane yield

In the first ratoon crop, no effect on stalk yield of the interaction between micronutrient fertilization applied in the furrow at planting and to the leaves was observed, but there

was a significant separate effect of the rates applied in the furrow and to the leaves. On the other hand, total biomass yield (stalks + straw + tips), straw and number of stalks were only significantly affected by foliar application.

Stalk yield in the first ratoon crop increased by 5% in response to 18 L ha⁻¹ of the micronutrient solution when applied in the planting furrow (Figure 2A). The results indicated a very low residual effect of micronutrient fertilization in the planting furrow on stalk yield. In response to micronutrient supplementation in soil, in different production environments, yields and residual effect can vary greatly, due to effects of the regional climate and evaluated varieties (Mellis et al., 2016).

In response to micronutrient application to the leaves, the stalk, total biomass, and straw yield and number of stalks increased by 5%, 9%, 17% and 4%, respectively, compared to no micronutrient application (Figure 2B, 2C, 2D and 2E). These results show that foliar fertilization, in the second year of cultivation, increased the sugarcane yield potential, regardless of the amounts applied at planting. Similar results were reported by Madhuri et al. (2013), in response to combined applications of Zn and Fe, which resulted in a stalk yield increase of 6 t ha⁻¹. In turn, Adorna et al. (2013) found that the combined application of Zn, Cu, Mn, Fe and B induced no yield gains, while the separate application of Zn and B induced an increase in stalk and sugar yield on low-fertility, sandy soils. This variation in results, in response to micronutrient application, suggests that the specific conditions of the demand for these nutrients in the sugarcane production systems should be studied. The minor increase in yield parameters in response to micronutrient application may be related to the volume of explored soil, resulting in nutrient uptake from the deeper layers (Otto et al., 2009; Franco et al., 2011). In addition, sugarcane is grown on soils with pH between 5 and 6.5, a favorable condition for the uptake of cationic micronutrients, and the soil concentrations of B, Cu and Fe were medium and those of Mn and Zn high in the experimental area (Table 1), which may have been enough to meet the crop demand.

It must be emphasized that straw production increased in response to micronutrient application, since when used as soil cover, it influences the entire sugarcane production process, namely yields, fertilizer management, weed control, soil erosion and dynamics of soil organic matter (Leal et al., 2013), in addition to serving as raw material for energy generation and second generation biofuels (Leal et al., 2013).

Nutritional status of sugarcane

Table 2 shows the nutritional status of sugarcane in response to micronutrient rates applied in the planting furrow and by foliar fertilization. There was no significant effect of either factor on the leaf macronutrient concentration in the two years of evaluation. In an evaluation of the application of micronutrient-containing steel slag, Prado et al. (2002) found no effect on macronutrient concentrations in the leaf tissue of sugarcane either. This indicated that collection for evaluation 120 days after emergence was early; however, in our study, no significant effect on the leaves sampled 200 days after emergence was observed either.

The Cu, Fe, and Mn concentrations of the diagnosis leaf in the first year (plant cane) were significantly affected by micronutrient fertilization in the furrow at planting. The pattern was similar, and the crop demand was met with the application of 10 L ha⁻¹ (Figure 3). It is noteworthy that the functions of these micronutrients are related to crop development

Sugarcane yield and nutritional status in response to fertilization with micronutrients applied in the planting furrow and to leaves

Da Silva Lira et al.

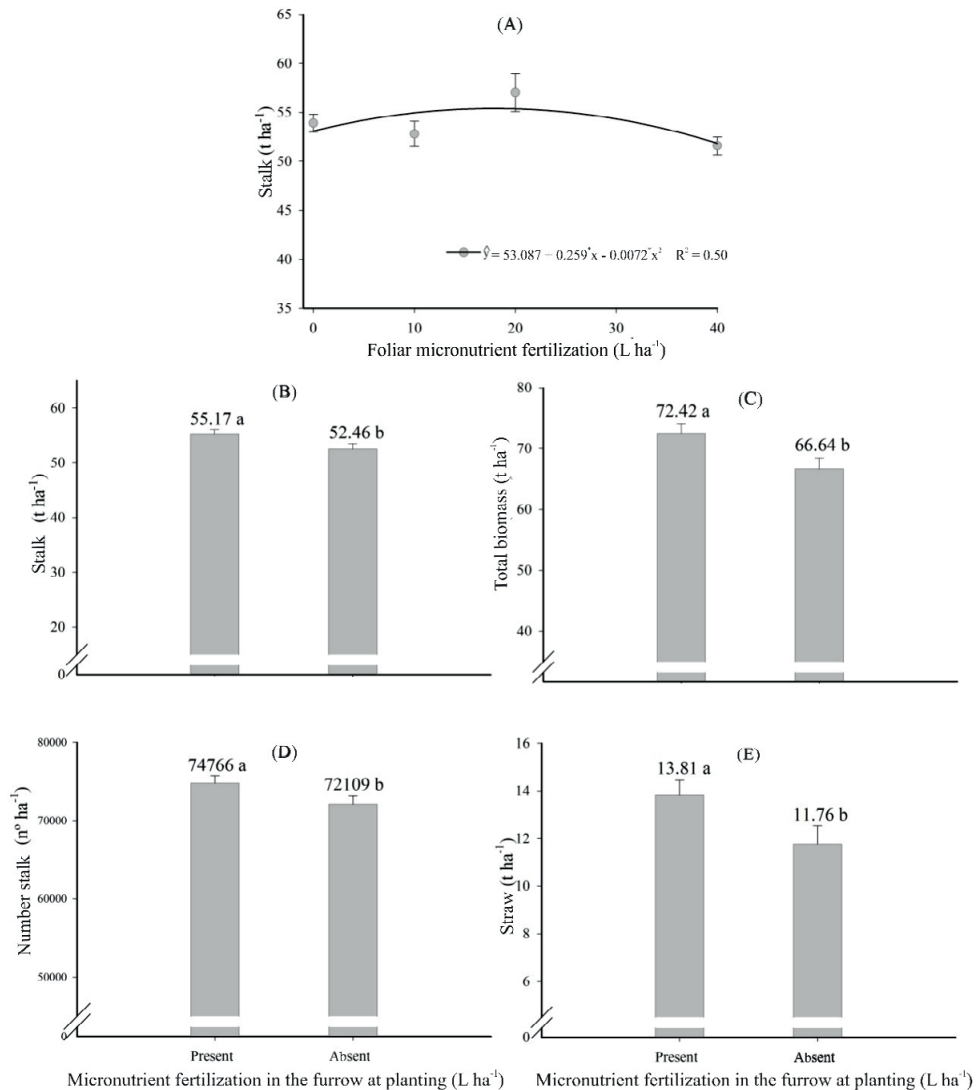


Figure 2. Stalk yield (A) in response to micronutrient rates applied in the planting furrow and stalk yield (B), total biomass (stalks + straw + tips) (C), number of stalks (D), straw (E) in response to micronutrient fertilization and non-fertilization of leaves. Growing season 2014/2015. Different letters indicate significant differences by Tukey's test ($p < 0.05$). Vertical bars represent standard deviation.

and carbohydrate production, which are prerequisites for higher yields (Balk and Pilon, 2011; Madhuri et al., 2013; Forli et al., 2017).

The different rates of the soil and foliar micronutrient rates applied in the planting furrow and to the leaves had separate effects on manganese concentrations (Figure 4),

Table 2. Mean macro- and micronutrient concentrations without significant differences in the diagnosis leaf (leaf +1) of sugarcane in response to micronutrient rates applied in the planting furrow and to leaves. Growing seasons 2014/2015 and 2015/2016.

Growing season	N	P	K	Ca	Mg	S
----- g kg ⁻¹ -----						
2014/15 ¹	14.35	1.71	9.25	1.82	2.14	1.40
Standard deviation	±0.21	±0.08	±0.61	±0.14	±0.10	±0.02
CV (%)	3.22	15.29	11.69	20.98	20.35	11.93
2014/15 ²	16.58	1.68	8.88	2.60	3.13	1.29
Standard deviation	±0.52	±0.01	±0.14	±0.07	±0.11	±0.03
CV (%)	5.68	6.44	12.59	19.37	14.75	7.90
2015/16 ³	11.84	1.48	12.73	1.25	1.06	1.04
Standard deviation	±0.21	±0.05	±0.15	±0.05	±0.04	±0.04
CV (%)	5.14 ^{ns}	6.68 ^{ns}	8.03 ^{ns}	15.79 ^{ns}	12.42 ^{ns}	8.81 ^{ns}
	B	Cu	Fe	Zn		
----- mg kg ⁻¹ -----						
2014/15 ¹	5.35	-	95.93	18.62		
Standard deviation	±0.06	-	±4.53	±0.57		
CV (%)	15.15	-	13.03	6.93		
2014/15 ²	-	5.00	59.25	16.29		
Standard deviation	-	±0.27	±1.84	±0.50		
CV (%)	-	18.09	7.23	9.93		
2015/16 ³	8.69	-	-	14.41		
Standard deviation	±0.77	-	-	±0.34		
CV (%)	18.09	-	-	8.35		

¹ Concentrations 200 days after planting before foliar fertilization; ² Leaf concentrations 84 days after foliar fertilization; ³ Leaf concentrations 68 days after foliar fertilization. ± mean standard deviation.

while B, Cu, Fe and Zn were not significantly affected (mean concentrations of 4.9; 4.8; 59.2 and 16.3 mg kg⁻¹). Conflicting results in micronutrient concentrations in the diagnosis leaf in response to combined or isolated applications of micronutrient fertilization are not uncommon in the literature (Singh et al., 2002; Adorna et al., 2013; Mellis et al., 2016; Forli et al. 2017) and can be attributed to several factors, e.g., micronutrient source, solubility, application mode, soil and climate conditions, crop development stage and sampled leaf. In addition, the way the soil is prepared before planting sugarcane is relevant, since tillage favors mineralization and micronutrient availability for the plants. In this study, the availability range of these nutrients in the soil was already medium to high, which may have met the crop demand in the early development stage.

Micronutrient rates applied in the planting furrow increased Mn concentration in the leaf up to 29 L ha⁻¹, i.e., an increase of 23% (Figure 4A), while foliar fertilization resulted in

Sugarcane yield and nutritional status in response to fertilization with micronutrients applied in the planting furrow and to leaves

Da Silva Lira et al.

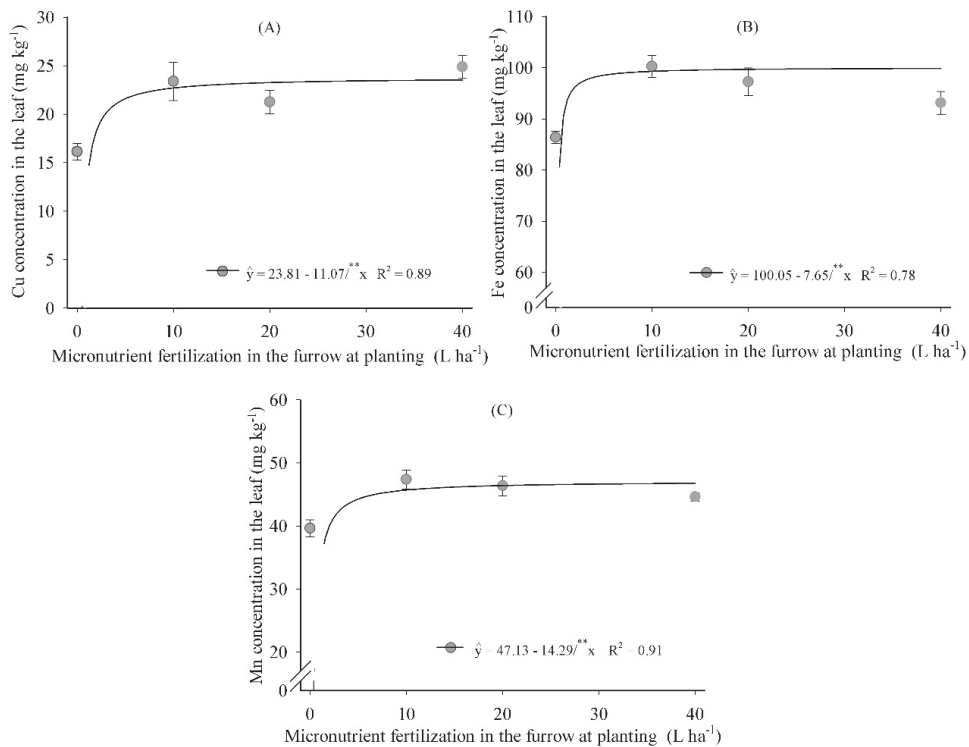


Figure 3. Leaf concentration of copper (A), iron (B) and manganese (C) in response to micronutrient rates applied in the planting furrow. Growing season 2014/2015. Vertical bars represent standard deviation. ** p<0.01.

an increase of 7%, compared to no application (Figure 4B). In the diagnosis leaf, 200 days after sugarcane planting in the furrow and 84 days after the first foliar application, the nutrient concentrations were within the range considered adequate for the crop, except for N and B in both samplings and Cu in the second, when concentrations were below the lower sufficiency limit (Malavolta, et al. 1997). Iron concentration in the leaf was high, above the sufficiency range, although no phytotoxicity symptoms were observed. In an evaluation of micronutrient fertilization at sugarcane planting, Forli et al. (2017) observed that the Mn concentration in the leaf decreased and the other nutrients were not significantly influenced.

In the second growing season (2015/2016), the concentrations of Cu and Fe in the diagnosis leaf 68 days after treatment application were only significantly affected by micronutrient fertilization in the furrow at planting (Figure 5). Boron, Mn and Zn leaf concentrations were not significantly affected by either factor (mean concentrations of 8.7; 47.9 and 4.4 mg kg⁻¹, respectively).

The results showed that micronutrient fertilization increased the Cu and Fe leaf concentrations up to rates of 20 and 14 L ha⁻¹, promoting increases of 34 and 15%, respectively (Figure 5). In view of the positive effect of micronutrients on sugarcane yield of the first

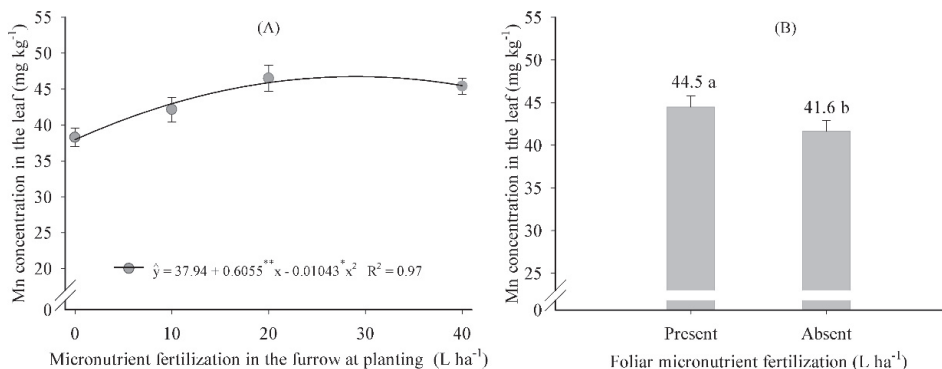


Figure 4. Leaf manganese concentration in response to micronutrient rates applied in the planting furrow (A) and in response to micronutrient fertilization and non-fertilization of leaves (B). Growing season 2014/2015. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$. Different letters indicate significant differences by Tukey's test ($p < 0.05$). Vertical bars represent standard deviation.

ratoon crop, leaf analysis was expected to detect greater differences in the nutritional status of the plants, but these results may have been influenced by a concentration/dilution effect (Marschner, 2012), the sampling time of the diagnosis leaf or soil and air moisture conditions.

Regarding the mean B concentration in the second year, the leaf concentration increased by 60% compared to the first. This is however still below the range classified as medium and suitable for the crop. It is noteworthy that the concentration of this nutrient was classified as medium before the experimental installation in the 0 – 0.2 and 0.2 – 0.4 soil layers (Table 1) (Rajj et al. 1996), and after micronutrient application in the planting furrow and to leaves there was no significant alteration in the B concentration. These results suggest the need for a differentiated study of B in relation to the other micronutrients, in search of an understanding of B sources and application forms and adsorption-desorption

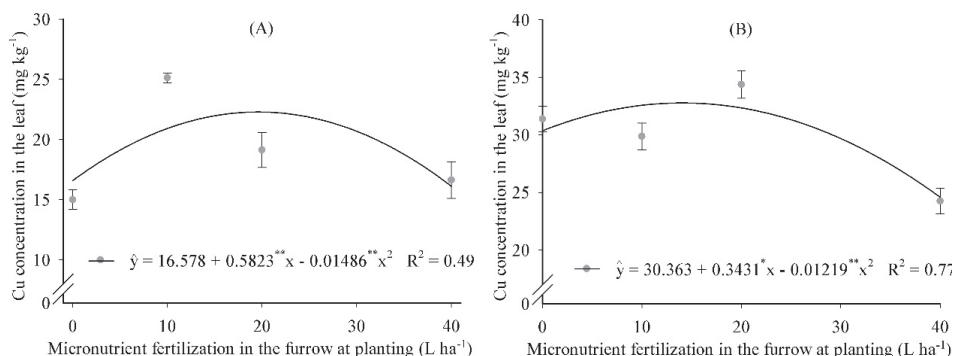


Figure 5. Leaf concentration of copper (A) and iron (B) in response to micronutrient rates applied at planting. Growing season 2015/2016. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$. Vertical bars represent standard deviation.

processes of sugarcane (Arora and Chahal, 2010; Mellis et al., 2016). Boron deficiency reduces sucrose accumulation, sugar translocation, carbohydrate metabolism, hormonal action, nucleic acid synthesis, plant reproduction and root growth (Römheld 2001; Franco et al., 2011; Korndörfer, 2018), which are the primary parameters evaluated in relation to sugarcane yield and quality.

Quality parameters of sugarcane stalks

Except for the parameter TRS, which increased significantly in response to the micronutrient rates applied in the planting furrow, the other quality parameters were not significantly affected by the factors. Micronutrient application in the soil increased the production of TRS per hectare up to the rate of 18 L ha⁻¹, reaching a productivity of 8,858 kg ha⁻¹, promoting an increase of 5% (Figure 6A). This result is related to the increase in stalk yield, which increased significantly in response to micronutrient fertilization in the furrow at planting (Figure 6).

The means of reducing sugar concentrations, brix, pol and juice purity were 0.42%, 21.9%, 19.8% and 90.4%, respectively, which are values within adequate ranges (Ripoli and Ripoli, 2004). The mean fiber content was 14.3%, which is slightly higher than the mean recommended by the authors, and consequently, the resistance to juice extraction is greater. A mean between 11 and 13% is recommended to ensure a balanced consumption of sugarcane-processing industries. The results agree with those of Franco et al. (2011) and Mellis et al. (2016), who reported that sugar concentration in sugarcane juice seems to be little affected by micronutrient application.

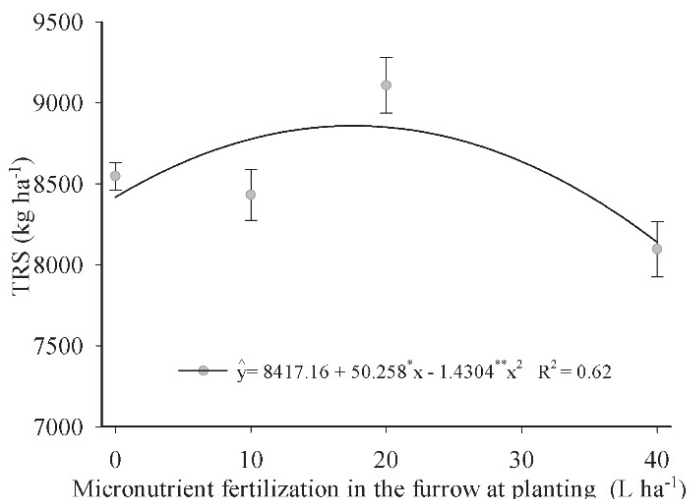


Figure 6. Total recoverable sugar yield in response to micronutrient rates applied in the planting furrow. Growing season 2015/2016. * p<0.05; **p<0.01; *** p<0.001. Vertical bars represent standard deviation.

4. Conclusions

Foliar micronutrient fertilization increased stalk, total biomass and straw yield in the first ratoon crop, while micronutrient fertilization applied at planting only had a residual effect on stalk yield.

The total recoverable sugars yield increased up to a rate of 18 L ha⁻¹ of the micronutrient solution applied at planting.

The concentrations of Cu, Fe and Mn in the leaves increased in response to fertilization with micronutrients applied in the planting furrow and to leaves.

The concentrations of N, P, K, Ca, Mg and S in the leaf were not affected by micronutrient application.

5. References

- Abreu, C.A., Lopes, A.S., Santos, G.C.G. Micronutrientes. In: Novais, R.F., Alvarez V.V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L. (Eds.), *Fertilidade do Solo*, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa–MG (2007), pp. 645-736.
- Adorna, J.C., Crusciol, C.A.C., Rossato, O.B. (2013). Fertilization with filter cake and micronutrients in plant cane. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(3), 649-657. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300011>
- Allen, H.E., McGrath, S.P., McLaughlin, M.J., Peijnenburg, W.J.G.M., Sauvé, S., Lee, C. (2001). *Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes, and plants*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- Arora, S., Chahal, D.S. (2010). Effect of soil properties on boron adsorption and release in arid and semi-arid Benchmark soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 41(21), 2532-2544. <https://doi.org/10.1080/00103624.2010.514372>
- Assis, P., Lacerda, R., Azevedo, H., Dantas, Neto J., Farias, C. (2004). Response of Technological parameters of sugarcane to different laminate of irrigation and manuring. *Rev Biol Ciênc Terra*, 4, 01-12.
- Balk, J., Pilon, M. (2011). Ancient and essential: the assembly of iron–sulfur clusters in plants. *Trends in Plant Science*, 16(4), 218-226. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.12.006>
- Becari, G.R.G. (2010). *Resposta da cana-planta à aplicação de micronutrientes*. Campinas, Instituto Agronômico. 72p. (Dissertação de Mestrado).
- Cherubin, M.R., Franco, A.L.C., Cerri, C.E.P., da Silva Oliveira, D.M., Davies, C.A., Cerri, C.C. (2015). Sugarcane expansion in Brazilian tropical soils—Effects of land use change on soil chemical attributes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211, 173-184. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.006>
- Costa, L.G., Marin, F.R., Nassif, D.S., Pinto, H.M., Lopes-Assad, M.L. (2014). Simulating straw and nitrogen management effects on sugar cane yield/Simulação do efeito do manejo da palha e do nitrogênio na produtividade da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(5), 469-475. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000500001>

- Devirian, T.A., Volpe, S.L. (2003). The physiological effects of dietary boron. *Crit. Rev. Food Sci. Nutr.* 43, 219–231. <https://doi.org/10.1080/10408690390826491>
- Dimkpa, C.O., Bindraban, P.S. (2016). Fortification of micronutrients for efficient agronomic production: a review. *Agronomy for sustainable development*, 36(1), 7. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0346-6>
- Embrapa - Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. (2013). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353 pp.
- Fonte, S.J., Nesper, M., Hegglin, D., Velásquez, J.E., Ramirez, B., Rao, I.M., Oberson, A. (2014). Pasture degradation impacts soil phosphorus storage via changes to aggregate-associated soil organic matter in highly weathered tropical soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 150-157. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.025>
- Forli, F., Otto, R., Vitti, G.C., do Vale, D.W., Miyake, R.T.M. (2017). Micronutrients application on cultivation of sugarcane billets. *African Journal of Agricultural Research*, 12(10), 790-794. <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.11382>
- Franco, H.C., Mariano, E., Vitti, A.C., Faroni, C.E., Otto, R., Trivelin, P.C. (2011). Sugarcane response to boron and zinc in Southeastern Brazil. *Sugar Tech*, 13(1), 86-95. <https://doi.org/10.1007/s12355-010-0057-x>
- Ghaffar, A., Ehsanullah, N.A., Khan, S.H. (2011). Influence of zinc and iron on yield and quality of sugarcane planted under various trench spacings. *Pak. J. Agri. Sci*, 48(1), 25-33.
- Goldemberg, J. (2007). Ethanol for a sustainable energy future. *Science*, 315, 808-810. <https://doi.org/10.1126/science.1137013>
- Heinrichs, R., Otto, R., Magalhães, A., Meirelles, G.C. (2017). Importance of sugarcane in Brazilian and world bioeconomy. *Knowledge-Driven Developments in the Bioeconomy*. Springer, Cham, p. 205-217. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58374-7_11
- Jeong, J., Guerinot, M.L. (2009). Homing in on iron homeostasis in plants. *Trends in Plant Science*, 14(5), 280-285. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2009.02.006>
- Korndörfer, G.H. (2018). Improving nutrient management in sugarcane cultivation. In: *Achieving sustainable cultivation of sugarcane Volume 1*. Burleigh Dodds Science Publishing, p. 131-160. <https://doi.org/10.19103/AS.2017.0035.12>
- Leal, M.R.L.V., Galdos, M.V., Scarpate, F.V., Seabra, J.E.A., Walter, A., Oliveira, C.O.F. (2013). *Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: A literature review. Biomass and Bioenergy*, 53, 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.03.007>
- Lourenço, K.S., Rossetto, R., Vitti, A.C., Montezano, Z.F., Soares, J.R., de Melo Sousa, R., ... & Cantarella, H. (2019). Strategies to mitigate the nitrous oxide emissions from nitrogen fertilizer applied with organic fertilizers in sugarcane. *Science of the Total Environment*, 650, 1476-1486. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.037>
- Madhuri, K.N., Sarala, N.V., Kumar, M.H., Rao, M.S., Giridhar, V. (2013). Influence of micronutrients on yield and quality of sugarcane. *Sugar Tech*, 15(2), 187-191. <https://doi.org/10.1007/s12355-012-0196-3>
- Malakouti, M.J. (2008). The effect of micronutrients in ensuring efficient use of macronutrients. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 32(3), 215-220.
- Malavolta, E., Vitti, G.C., Oliveira, S.A. (1997). *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. Piracicaba: Potafos, . 319 p.

- Mellis, E.V., Quaggio, J.A., Becari, G.R.G., Teixeira, L.A.J., Cantarella, H., Dias, F.L.F. (2016). Effect of Micronutrients Soil Supplementation on Sugarcane in Different Production Environments: Cane Plant Cycle. *Agronomy Journal*, 108(5), 2060. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0563>
- Otto, R., Trivelin, P.C.O., Franco, H.C.J., Faroni, C.E., Vitti, A.C. (2009). Root system distribution of sugar cane as related to nitrogen fertilization, evaluated by two methods: monolith and probes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 601–611. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000300013>
- Pawar, M.W., Joshi, S.S., Amodkar, V.T. (2003). Effect of foliar application of phosphorus and micronutrients on enzyme activities and juice quality in sugarcane. *Sugar Technology* 5, 161–165. <https://doi.org/10.1007/BF02943628>
- Pimentel-Gomes F, Garcia, C.H. (2002). *Estatística aplicada a experimentos agronômicos e florestais: exposição com exemplos e orientações pra uso de aplicativos*. Piracicaba Fealq pp.309.
- Prado, R.D.M., Fernandes, F.M., Natale, W. (2003). Efeito residual da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo na soqueira de cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(2), 287-296. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000200009>
- Prasada Rao, K.K. (1980). Ratoon cane management. *Proceedings of 44th Annual Convention of STAI* 159–178.
- Rajj, B., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (2001). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agronômico, 285 p.
- Ripoli, T.C.C., Ripoli, M.L.C., (2004). *Biomassa de cana de açúcar: colheita, energia e ambiente*. Piracicaba: Barros & Marques Ed. Eletrônica, 302 p.
- Römheld, V. (2001). Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. In *Aspectos fisiológicos dos sintomas de deficiência e toxicidade de micronutrientes e elementos tóxicos em plantas superiores*, ed. Ferreira, M.E., Cruz, M.C.P., Van Rajj, B., and. Abreu, C.A., 71–88. Jaboticabal: CNPq, FAPESP, Potafós.
- Sarkar, D., De, D.K., Das, R., Mandal, B. (2014). Removal of organic matter and oxides of iron and manganese from soil influences boron adsorption in soil. *Geoderma*, 214–215, 213-216. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.09.009>
- Singh, A., Gupta, A.K., Srivastava, R.N., Lal, K., Singh, S.B. (2002). Response of zinc and manganese to sugarcane. *Sugar Tech*, 4(1-2), 74-76. <https://doi.org/10.1007/BF02956887>
- Taiz, L., Zeiger, E., Møller, I.M., Murphy, A.(2017). *Fisiologia e desenvolvimento vegetal*. (6ª ed.). Artmed Editora.
- Teixeira Filho, M.C.M., Buzetti, S., de Paula Garcia, C.M., Benett, C.G.S., de Carvalho Rodrigues, M.A., Maestrello, P.R.,... & de Niro Gazola, R. (2013). Technological quality and agroindustrial yield of sugarcane subject to zinc fertilization. *Semina: Ciências Agrárias*, 34(4), 1603-1614. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n4p1603>

Produtividade da cana-de-açúcar e qualidade do solo utilizando diferentes doses e fontes de fósforo no Oeste do Estado de São Paulo, Brasil

Carolina dos Santos Batista Bonini^{1*}, Marlene Cristina Alves², Reges Heinrichs¹, Willian Endo Borim¹, José Augusto Liberato de Souza¹, Bruno Rafael Almeida Moreira³, Clayton Luis Baravelli de Oliveira³

¹Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas. Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rod. Cmte João Ribeiro de Barros, km 651, Bairro das Antas, 17900-000, Dracena, São Paulo.

²Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Av. Brasil, 56, 15385-000, Ilha Solteira, São Paulo, Brasil.

³Universidade do Oeste Paulista, Unoeste, Rod. Raposo Tavares, km 572, Limoeiro, 19067-175, Presidente Prudente, São Paulo, Brasil.

*Autor para correspondência: carolina.bonini@unesp.br

1. Introdução

O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) do mundo, segundo estimativas da CONAB (2020) a safra 2020/21 de cana-de-açúcar no Brasil indica produção de 643 milhões de toneladas. A produtividade média está em torno de 72 t ha⁻¹, concentrando-se fortemente no Estado de São Paulo (62%), seguido por Goiás e Minas Gerais (UNICA, 2015). O agronegócio representa um terço do PIB brasileiro, movimenta aproximadamente 458 bilhões de reais por ano, emprega 37% da População Economicamente Ativa (PEA), gerando 17,7 milhões de empregos, de acordo com os dados do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio.

Com o avanço na busca por produção de energia renovável, tanto pelo etanol quanto pela cogeração de energia, houve expansão na produção de cana-de-açúcar no Brasil. Além disso, a cultura também pode ser utilizada na extração do açúcar e alimentação animal (Heinrichs *et al.*, 2017). É uma importante fonte de energia para alimentação animal,

devido ao baixo custo por massa seca produzida, flexibilidade quanto a época de plantio e corte, e apresenta grande produção de forragem por área (Freitas et al., 2006; Oliveira et al., 2007).

Dessa maneira, devido à grande variabilidade de uso e sua grande adaptação as condições tropicais, a cana-de-açúcar é uma das principais culturas para o desenvolvimento econômico de diversas regiões. No entanto, o avanço tecnológico deve ser constante, para o aumento de produtividade sustentável.

De acordo com Pissarra et al. (2004), os cortes sucessivos da cana-de-açúcar por vários anos subsequentes, provocam modificações no ambiente natural e agrícola, necessitando ser compreendidos para sustentabilidade do sistema. Para potencializar a produtividade e atender a demanda de utilização, estudos sobre fatores bióticos e abióticos que afetam o desenvolvimento devem ser avaliados e quantificados, buscando aumentar o número de cortes, melhorar a qualidade das características tecnológicas e a produtividade.

Entretanto, esse percentual produtivo é considerado baixo devido à falta de avanços em tecnologia de produção e pela falta de pesquisas específicas nas distintas condições de solo e clima do território brasileiro.

Os solos brasileiros, de modo geral, apresentam baixa fertilidade, especialmente em relação a disponibilidade de fósforo, provocando prejuízos significativos na produtividade. A cultura da cana-de-açúcar representa 2,3% da área agrícola do país e a mesma exige solos férteis e de alta produtividade. Dessa maneira, para aumentar o aproveitamento do fósforo pelas plantas, a utilização de fontes com tecnologia de liberação ao longo do ciclo de crescimento da cultura é fundamental.

Na produção de cana-de-açúcar diversos fatores podem interferir, sendo os fatores positivos de solo, clima e sanidades fundamentais para respostas na forma de produtividade. Solos de textura arenosa com baixo teor de matéria orgânica, como ocorrem no oeste paulista, apresentam características físicas não favoráveis para a produção agrícola. Esses solos são frágeis e com alta erodibilidade. O suprimento de fósforo no solo pode influenciar a estruturação de forma positiva.

A estruturação de um solo refere-se ao arranjo das partículas de areia, silte, argila e matéria orgânica. A força de atração entre tais partículas é precursora na formação de agregados do solo, estes quando somados formam massas estruturais (Brady e Weil, 2013). Para o estudo da qualidade física de um solo pode-se utilizar alguns atributos, os mais aplicados são: textura, estrutura, agregação das partículas, densidade do solo, condutividade hidráulica, resistência à penetração, taxa de infiltração de água e porosidade.

Dentre os indicadores apresentados, destaca-se a textura do solo e a agregação das partículas, a primeira desempenha um papel fundamental na classificação pedogenética de um solo, podendo influenciar outros fatores como, a densidade, porosidade e condutividade elétrica, entretanto, não pode ser utilizada em níveis comparativos, pois não sofre alterações pelo manejo utilizado (Stefanoski et al., 2013; Cherubin et al., 2016). Apesar disso, tomar conhecimento a respeito da característica textural de um solo é de extrema importância, pois tal avaliação determinará o nível de recuperação do mesmo perante uma prática agrícola, e contribuirá para o planejamento das operações (Silva et al., 2010).

Já a agregação das partículas está ligada a ação de diferentes componentes, como os agentes cimentantes, a fauna e a distribuição de raízes, visto sua movimentação e crescimento durante os ciclos fisiológicos das plantas. Estes agregados podem sofrer variação na sua morfologia, com a ação dos agentes cimentantes, expandir-se ou contrair-se, serem estabilizados ou ainda floculados, este último evidencia a importância de se estudar o grau de floculação da argila (Salton et al., 2008).

As análises e interpretações da fração argila são regularmente utilizadas para determinar a qualidade física de um solo, o nível de dispersão desse material em água está fortemente associado a agregação e estabilidade das partículas primárias, assim como a possíveis processos erosivos, por meio dessa dispersão pode-se determinar o grau de floculação, que corresponde a parcela de argila floculada, ou seja os colóides saem de suspensão na forma de agregados, formando partículas maiores, chamada de flocos, informando assim o grau de estabilidade dos agregados. A argila que se encontra dispersa pode variar, principalmente em função de sua mineralogia, entretanto, o grau textural assim como a exploração e o manejo desse recurso também exercerão uma expressiva influência nessa dispersão. Dessa maneira pode-se entrelaçar as diferentes propriedades mencionadas, e com isso fortalecer a importância de conhecê-las, a fim de determinar boas práticas de manejo e conservação dos solos (Donagemma e Viana, 2017).

Em solos tropicais, de características oxidicas, onde é verificada grande adsorção do elemento fósforo, é necessária a utilização de grandes quantidades desse macronutriente para suprir a nutrição das plantas. Os benefícios dessa prática são inegáveis, porém, tem sido verificado um efeito dispersivo nos colóides do solo proporcionado pela adsorção de fosfato (Hingston et al., 1974; Sawhney, 1974; Sposito 1989; Lima et al., 2000). Este efeito pode alterar as propriedades físicas e comprometer o estado de agregação do solo, tornando-o mais susceptível à compactação. Isso ressalta a importância da interdependência das propriedades físicas do solo e reações químicas de superfície de partículas no processo de compactação do solo.

De maneira geral, os solos brasileiros apresentam uma deficiência comprovada nos teores de fósforo, sendo assim torna-se indispensável a suplementação desse nutriente por meio de práticas de adubação, o que pode influenciar diretamente na produtividade esperada de diversas culturas. A relevância do fósforo, deve-se principalmente pela dinâmica do elemento no sistema solo/planta, o que exige um manejo específico e direcionado para a sua logística, de forma que as necessidades e/ou a sua disponibilidade seja aumentada eficientemente. De acordo com Mancin (2018), "O fósforo é crucial no metabolismo das plantas, em que as limitações na disponibilidade de P no início do ciclo vegetativo podem resultar em restrições no desenvolvimento, das quais a planta não se recupera posteriormente, mesmo aumentando o suprimento de P a níveis adequados".

Devido aos fatores mencionados, a suplementação do fósforo para o sistema, deve ser feita no momento da adubação inicial ou de plantio, essa condição se enquadra para todas as espécies. A adubação fosfatada na cana-de-açúcar é grandemente reconhecida como uma prática satisfatória para elevar a produtividade dos canaviais. Diversas vantagens podem ser observadas quando se decide pela aplicação de fósforo na cultura, se tratando especificamente da cana-de-açúcar, logo se vê um acréscimo considerável em sua produtividade, além disso, é observado um maior perfilhamento e uma expansão do

sistema radicular, o que contribui para a planta na sua dinâmica de armazenamento de energia, possibilitando um sinergismo entre o seu crescimento e uma maior deposição de sacarose (Pereira, 2017).

De acordo com Santos et al. (2018) o Brasil responde por um terço da produção global de bioetanol, o que reflete na expansão das áreas agricultáveis destinadas a cultura da cana-de-açúcar, entretanto, o intemperismo e a baixa disponibilidade de fósforo são características marcantes nestas áreas, devendo assim, ser consideradas no manejo da cultura. Vale ressaltar a importante funcionalidade do fósforo para com o desenvolvimento das plantas, sendo o mesmo indispensável em processos metabólicos ou desenvolvimento estrutural, como: fotossíntese, crescimento radicular e perfilhamento, a adição de uma fonte desse elemento aos solos tropicais, torna-se prática necessária para o alcance de rendimentos satisfatórios (Santos et al., 2018).

Mancin (2018) ressalta, que embora o fósforo seja o macronutriente menos extraído pela cana-de-açúcar, o mesmo é exigido em maior quantidade quando comparado a outros elementos essenciais, devido à sua alta reatividade com o solo e consequentemente à sua dinâmica de fixação aos colóides. Quando aplicado em cana-planta, o fósforo auxilia no desenvolvimento e fortalecimento dos colmos, assim como no aumento da densidade populacional dos mesmos, influenciando diretamente na qualidade das soqueiras, que expressará bons índices de produtividade (Ferreira et al., 2016).

Por possuir baixo teor de fósforo, a correção do desequilíbrio dos solos brasileiros envolve alta competição entre solo (fixação) e planta (absorção). Por meio do processo de difusão o fósforo entra em contato com a raiz da planta. A adubação fosfatada visa aumentar o teor de P no solo, como também ampliar a faixa de exploração pelas raízes da planta, o que consequentemente contribuirá para melhoria na absorção de água, nutrientes e aumentar a resistência da planta a possíveis pragas e doenças (Borges, 2019).

Constituindo cerca de 0,2% do peso seco das plantas o fósforo depois do nitrogênio, é o macronutriente que mais limita o crescimento vegetativo das plantas, responsável pelo desenvolvimento da raiz e a formação inicial da planta e metabolismo da cana-de-açúcar, particularmente em formação de proteínas, processo de divisão celular, fotossíntese, armazenamento de energia, desdobramento de açúcares, respiração e fornecimento de energia a partir do ATP e formação de sacarose.

As principais fontes de fósforo utilizadas no Brasil são oriundas de rochas fosfáticas, o elemento fósforo nesse caso é extraído por um processo de solubilização por meio de reação química pela adição de diversos ácidos, sendo mais comum, ácidos minerais: ácido fosfórico, ácido nítrico, ácido sulfúrico e em alguns casos ácido clorídrico (Neto e Finzer, 2017). O ácido sulfúrico dá origem ao superfosfato simples, já o ácido fosfórico, ao superfosfato triplo. Outros fertilizantes fosfatados usados em grande escala no Brasil são o MAP e o DAP, fosfato monoamônio e fosfato diamônio respectivamente, estes são oriundos de uma reação química entre amônia com ácido fosfórico (Schueler et., 2019), apresentam ainda em sua composição outros nutrientes, o que os tornam interessantes no processo de escolha.

Outra boa opção são os fosfatos naturais, provenientes principalmente de rochas sedimentares, esses reagem de forma gradual no solo, proporcionando o elemento para as plantas na medida necessária e diminuindo possíveis perdas por adsorção, à longo

prazo são considerados tão bons quanto os fosfatos solúveis (Rezende et al., 2016), tendo em vista que esses são considerados de pouca eficiência agrônômica em curto prazo devido à sua baixa solubilidade.

No mercado de fertilizantes, já é possível encontrar fontes de fósforo revestidas com polímeros sintéticos, esse revestimento promove a liberação dos ânions fosfato de forma gradual, o que garante melhor disponibilidade durante um grande período de tempo ao sistema solo/planta, além disso esse revestimento pode reduzir as perdas por lixiviação, diminuindo, portanto, as chances de insolubilização do nutriente no solo, assim é possível afirmar que a adubação torna-se mais eficiente e padronizada (Santos et al., 2018).

Os fertilizantes de liberação gradual visam reduzir as perdas de nutrientes por lixiviação, volatilização e adsorção, disponibilizando os nutrientes para as culturas por maior período de tempo e aperfeiçoar a absorção pelas plantas, reduzindo perdas (Zavaschi, 2010). Dentre os fatores que interferem na expressão do máximo potencial desses fertilizantes de liberação gradual está a acidez, pois interfere na disponibilidade de fósforo às plantas. A fixação do fósforo se dá pela ligação formada com a argila e ou a precipitação do mesmo junto ao ferro (Fe) e alumínio (Al). Promovendo uma liberação gradual do fósforo, será possível reduzir o contato do elemento com a argila e com óxidos de Fe e Al, o que inibirá a formação de compostos estáveis (Agostinho et al., 2010).

Oliveira (2019) ao avaliar os efeitos da adubação com fertilizante fosfatado protegido com polímeros em soqueira de cana-de-açúcar, observou que a adubação com fosfato monoamônio com e sem polímeros contribuiu para o aumento de fósforo disponível no solo, assim como um acréscimo considerável na produtividade (expresso pela produção de colmos). Entretanto, os fertilizantes fosfatados com polímeros apresentou maior disponibilidade de fósforo nas frações lábil e moderadamente lábil em relação a ausência do polímero no fertilizante. Souza et al. (2014) observaram superioridade do fertilizante fosfatado revestido na produtividade de grãos de soja comparado ao uso de adubo fosfatado convencional.

Conhecer as propriedades físicas do solo é extremamente importante para a tomada de decisão quanto ao manejo. É imprescindível analisar o modo de ação de cada componente presente no sistema, ainda adaptar os meios de uso e exploração dos recursos e, com um planejamento é possível diminuir riscos de perdas na produção e possíveis degradações ocasionadas pela utilização inconsciente. Como característica física importante, a estrutura merece destaque, pois, decorre do processo de agregação das partículas (Borges, 2017).

Os agregados do solo são unidos pela ação de compostos minerais como argilas, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio ou orgânicos como a própria matéria orgânica, ambos são chamados de agentes cimentantes. Os agregados estáveis em água restabelecem a porosidade do solo influenciando no processo de infiltração e a resistência à erosão. Entretanto, os agregados não estáveis podem desaparecer ao mínimo impacto provocado pelas gotas de chuva.

A estabilidade dos agregados é um parâmetro importante para a avaliação da qualidade física dos solos, estando, portanto, correlacionados entre si. Além da estruturação física, a estabilidade dos agregados envolve diretamente outros atributos do solo, entre

eles podemos citar: químicos, biológicos e a atuação humana (manejo e exploração). Para Silva (2018), “Essa estabilidade expressa a resistência à desagregação que os agregados apresentam quando submetidos a forças externas; seja pela ação de implementos agrícolas e impacto gota chuva, ou por forças internas; compressão de ar e expansão-contracção do solo, que tendem a rompê-los”. Freitas (2018) pondera ainda que, “A baixa estabilidade favorece a ruptura dos agregados, o que leva à redução da porosidade e permeabilidade, dificultando a infiltração da água com o consequente aumento do escoamento superficial e da perda de solo” (*apud* Fonseca et al., 2017).

A dinâmica de agregação das partículas do solo é influenciada pela ação de diversos fatores, entre eles pode-se citar, os organismos do solo (macro e microfauna), o sistema radicular, assim como agentes inorgânicos, as práticas de manejo adotadas e não menos importantes as variáveis ambientais (Rossi et al., 2016). Rabot et al. (2018), explicam a importância da estruturação do solo, e sua correlação com diversos processos, como a dinâmica de nutrientes, porosidade e as trocas gasosas, suscetibilidade a erosão, taxa de infiltração, assim como armazenamento de água.

Além disso, processo de agregação das partículas do solo, tem um efeito significativo na ciclagem do carbono que ali se encontra, no desenvolvimento radicular e também na resistência do solo aos efeitos erosivos, naturais ou antropológicos, desse modo a agregação pode ser vista como uma ferramenta involuntária que auxilia na proteção e no sequestro do carbono, disponibilizando o mesmo para o metabolismo dos vegetais (Hartman, 2016). A presença de agregados do solo é, hoje em dia, considerada um excelente indicador da qualidade e da saúde de um substrato. Devido a sua rugosidade característica, e ao seu papel na distribuição e formação de poros, os agregados por si só têm a capacidade de influenciar diretamente em propriedades físicas do solo, a exemplo disso, os mesmos possibilitam uma melhor taxa infiltração de água, assim como uma maior estabilidade, contribuindo para redução da erosão, os agregados ainda são capazes de favorecer um aumento da quantidade de matéria orgânica disponível, o que permite uma expansão do sistema radicular das plantas (Jacto, 2019).

A textura é um atributo físico que relaciona a proporção das frações primárias (areia, silte e argila). Esses fragmentos exercem uma expressiva interferência na resistência do solo, dinâmica da água, tração aplicada no manejo, e nos processos ecológicos, como por exemplo, no ciclo de nutrientes e trocas de íons no sistema (Stefanoski et al., 2013). Apesar de não sofrer alteração pelo manejo, a textura é de suma importância para o entendimento de outras características do solo, como a dinâmica hidráulica, a resistência e estruturação dos agregados ao manejo, e até mesmo no processo de desmobilização e labilidade nutricional (Silva et al., 2020).

A textura é uma característica de singular relevância, uma vez que a interação água - solo decorre do arranjo granulométrico, sobretudo da porção argila (Gonçalves et al., 2001). Para Cooper (2013), a granulometria do solo corresponde a um dos atributos mais fiéis de interpretação e caracterização, sendo estipulada por meio da análise granulométrica. O autor ainda ressalta que a textura está diretamente relacionada com a mineralogia, CTC do solo, área superficial específica, porosidade e densidade.

De maneira geral solos argilosos são constituídos por frações granulométricas de menor tamanho, além disso apresentam um volume maior de microporos, e um alto

potencial para retenção de água, em contrapartida, menor taxa de infiltração (Brady e Weil, 2013; He et al., 2014). Já, solos arenosos, se destacam em macroporos, o que interfere diretamente na dinâmica hidráulica, ao contrário dos Argissolos, estes apresentam uma excelente infiltração, porém, não são capazes de reter um volume significativo dessa água (Reichardt e Timm, 2012).

Outras características são dignas de ressalva quando trata-se de solos com predominância arenosa, estes quando submetidos a grandes volumes de água, principalmente em situações de precipitação pluviométrica, são mais passíveis de sofrer prejuízos no estoque de cátions trocáveis, sendo facilmente transportados para as profundas esferas estruturais (Ronquim, 2010; Henrique, 2019 *apud* Silva et al., 2020). Outro grande problema é a sua predisposição aos processos erosivos, principalmente por apresentarem naturalmente uma baixa coesão entre as frações de areia, dessa maneira, quando destinados a exploração agrícola, deve-se categoricamente levar tais informações em consideração, a fim de estabelecer um manejo compatível e sustentável com suas propriedades estruturais (Zonta, 2011).

A análise granulométrica assim como o grau de floculação das argilas são características físicas estudadas como parâmetros de qualidade e preservação do solo, com a observação desses atributos é possível estabelecer o nível de conservação no qual essa matéria se encontra, e com isso indicar medidas necessárias no manejo (Silva et al., 2018). Entender os conceitos de argila dispersa, assim como a floculação de argila, é de fundamental importância para os estudos de práticas conservacionistas, a argila dispersa pode influenciar o desenvolvimento de estratos adensados, já a floculação está diretamente ligada a agregação e estabilidade das partículas primárias do solo (Santos et al., 2010).

Dantsova et al. (2009), ressaltam que as análises quanto ao grau de floculação de argila, como a quantidade de argila dispersa em água, tem sido de grande frequência utilizadas para compreender as reais condições estruturais de um solo, estes interferindo diretamente na estruturação e estabilidade dos agregados, haja vista que, quanto mais dispersa estiver a argila em água, menor será a estabilidade das partículas de agregados, como também a capacidade de resistência de tal solo a uma possível desagregação. Por outro lado, a melhor floculação indica características desejáveis, estando as argilas mais floculadas, maior será o grau de estabilidade desse solo, bem como mais resistente aos processos erosivos. Outros ainda ponderam que, a floculação de argila pode ser entendida como o fator inicial de agregação das partículas do solo, sendo alterada especialmente por forças eletrostáticas. (Cardoso et al., 2013; Chorom e Rengasamy, 1995 *apud* Melo 2016).

A proporção de argila dispersa em água é um tanto quanto vulnerável às alterações químicas ocorridas no sistema solo/planta, identificar os fatores que podem influenciar essa dispersão é um quesito extremamente conveniente de utilização, no desenvolvimento da gestão e metodologias de conservação e exploração do solo, visando a melhor manutenção da qualidade física de um solo (Melo et al., 2016). Ribeiro et al. (2013); Silva et al. (2006); Vicente et al. (2012), relatam que a matéria orgânica, as cargas presentes em partículas minerais e os cátions adsorvidos podem interferir diretamente no equilíbrio e na dinâmica das argilas dispersas, deste modo provocando uma mudança considerável

na agregação. Além disso, vale destacar a inferência exercida pela MO no processo de floculação, seja pela aglutinação ou pelo incremento na densidade de elétrons, ensejando um afastamento das partículas em solos eletronegativos, o que pode culminar na atenuação da estabilidade estrutural, tornando-se objeto de destaque nos estudos (Lee et al., 2015; Plaza et al., 2015).

2. Desenvolvimento do tema

Mediante o grande potencial da utilização de fósforo a aumentar a estruturação do solo e estabilidade de solos frágeis, este trabalho teve o objetivo de avaliar características físicas do solo em soqueira de cana-de-açúcar, utilizando doses de fosfato monoamônico e uma alternativa de fosfato natural reativo e a produtividade da cultura.

O experimento foi realizado em área preparada para o plantio de cana-de-açúcar, com calagem, gessagem e fosfatagem convencional utilizada pela unidade produtora de uma Usina sucroenergética, localizada na região Oeste do Estado de São Paulo (Figuras 1 e 2).

O clima local, conforme a classificação de Koppen é do tipo Cw, caracterizado pelas estações de clima quente de inverno seco. As médias anuais de temperatura e precipitação são, respectivamente, 24 °C e 1.300 mm, com temperatura média máxima de 31 °C e média mínima de 19 °C (Figura 3).

O solo da área para implantação do experimento foi classificado como Argissolo Vermelho Amarelo (Santos et al., 2018) com baixo teor de fósforo. Os resultados da análise química inicial efetuada em amostras de terra coletadas na profundidade de 0 – 0,20 m, estão apresentados na Tabela 1. As determinações seguiram a descrição de Raij et al. (2001): P, K, Ca e Mg utilizando-se o método da resina trocadora de íons; S-SO₄⁻² pela extração com solução de fosfato de cálcio; pH em CaCl₂; matéria orgânica por colorimetria; H + Al com solução tampão SMP; Al em KCl. Em relação aos micronutrientes, o boro foi extraído via água quente e Cu, Fe, Mn e Zn em DTPA.

Tabela 1. Resultados da análise química do solo, em amostras coletadas em 0 – 0,20 m de profundidade, antes do preparo da área para instalação do experimento.

Prof.	pH	MO	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC
Cm		g dm ⁻³	mg dm ⁻³	----- mmol _c dm ⁻³ -----						
0,0-0,20	4,5	7	4	0,86	5	3	17	0,8	9	26
Prof.	V	m	S	B	Cu	Fe	Mn		Zn	
M	-----%-----			----- mg dm ⁻³ -----						
0,0-0,20	35	7	3	0,21	0,6	11	3,6		0,2	

P, Ca, Mg e K: resina; S: fosfato de cálcio; B: água quente; SB: soma de bases (K+Ca+Mg); Cu, Fe, Mn e Zn: DTPA em pH 7,3; CTC: capacidade de troca de cátions.

Fonte: Elaborado pelo autor.

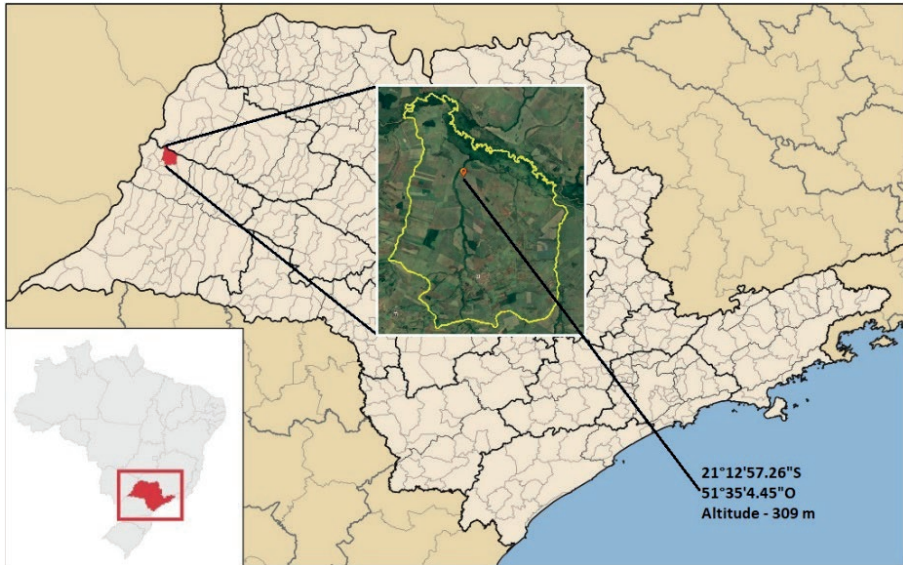


Figura 1. Localização geográfica do experimento com cana-de-açúcar adubada com fontes e doses de fósforo. Monte Castelo – SP.

Fonte: Elaborado pelo autor.





Figura 2. (A) Vista aérea do local estudado, antes da primeira colheita da cana-de-açúcar; (B) Vista panorâmica da Área Experimental após o primeiro corte da cana-de-açúcar.

Fonte: Willian Borin.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com 04 repetições. Os tratamentos foram formados por doses de fósforo no sulco de plantio. As fontes de fósforo utilizadas foram o fosfato monoamônio (MAP) com e sem revestimento de polímeros, e um fosfato natural reativo (gafsa), sem proteção, os tratamentos são apresentados na Tabela 2.

As parcelas experimentais foram de 144 m², formadas por 6 linhas de cana-de-açúcar, com espaçamento combinado de 0,9 e 1,5 m nas entre linhas e 20 m de comprimento. Existindo entre as parcelas o espaço de 2,0 m e entre blocos foi destinado como carreador a distância equivalente a duas linhas. Os fertilizantes fosfatados foram aplicados no sulco de plantio.

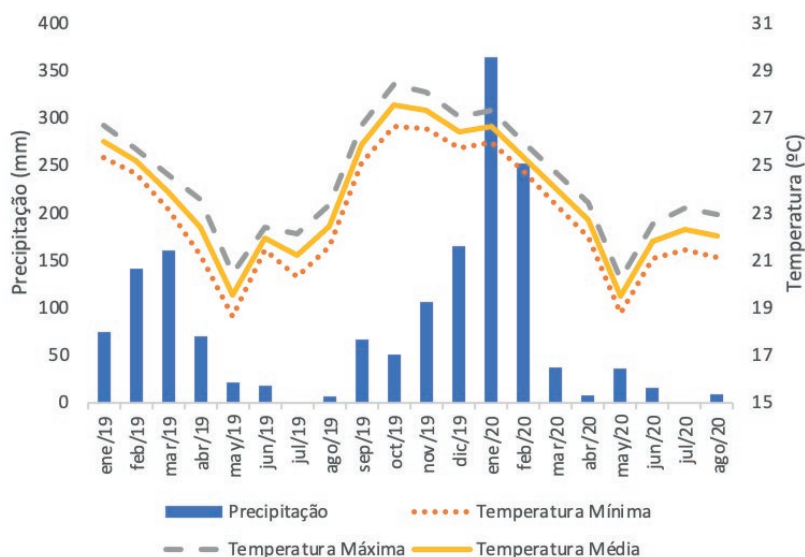


Figura 3. Precipitação e temperaturas média, mínima e máxima observadas durante o período experimental.

Fonte: Usina Ipê- Nova Independência - SP, 2020.

Tabela 2. Descrição dos tratamentos para cultura da cana-de-açúcar.

Trat	Fonte P	Cana-planta (1º corte)
		kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹
1	-	0
2	MAP	60
3	MAP	120
4	MAP	180
5	MAP	240
6	MAPP	60
7	MAPP	120
8	MAPP	180
9	MAPP	240
10	FNR	120

MAPP - Fosfato monoamônio com polímero: 10%N 49%P₂O₅; MAP: Fosfato monoamônio sem polímero: 11%N 52%P₂O₅; FNR: Fosfato natural reativo.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A adubação de plantio para nitrogênio, potássio e micronutrientes foi realizada conforme recomendação oficial do estado de São Paulo, dentro das respectivas faixas de interpretação (Raij et al., 1996). Na adubação de soqueira, o nitrogênio foi em função da expectativa de produção e de potássio em função da análise do solo.

Os dados apresentados são referentes ao primeiro ano de avaliação, afim de investigar a importância da adubação fosfatada, para avaliar a formação e estabilidade dos agregados e o grau de floculação de argilas.

Foram coletadas amostras de solo para as análises físicas (Figura 4), seguindo o padrão de torrões (amostras deformadas) para avaliação da estabilidade de agregados, grau de floculação de argila e textura de solo, nas seguintes camadas: 0,0-0,10 m; 0,10-0,20 m e 0,20-0,40 m, as análises realizadas estão descritas a seguir:

Estabilidade de agregados: A distribuição e estabilidade de agregados em água e o diâmetro médio ponderado dos agregados foram determinados pelo método de Angers; Mehuys (2000) (Figura 5).

Textura e Grau de floculação do solo: A análise granulométrica do solo foi determinada pelo método da pipeta segundo metodologia descrita por Teixeira et al. (2017). Já o Grau de floculação, foi determinado pela relação entre a argila naturalmente dispersa e a argila total, sendo obtida após a dispersão, desta forma indica a fração de argila que se encontra floculada, como também o grau de estabilidade dos agregados no solo (Teixeira et al, 2017). As avaliações foram realizadas em amostras coletadas após a colheita do primeiro ciclo da cana-de-açúcar (cana planta) (Figura 6).



Figura 4. (A) Coleta manual das amostras de solo nas três camadas, em todas as parcelas estudadas; (B) Amostras deformadas do tipo torrão, nas três profundidades estudadas (0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m); (C) Equipe de trabalho reunida após a primeira coleta de solo na área experimental; e (D) Peneiramento das amostras (peneiras de 2; 4 e 6 mm) e separação do solo para as posteriores análises.

Fonte: Willian Borin e José Augusto Liberato de Souza.



Figura 5. (A) Pesagem de 20 g de solo para análise de agregação (distribuição por classes de tamanho e estabilidade de agregados); (B) Agitador vertical (mesa modelo TE3300) com peneiramen-

to por via úmida; (C) Lavagem das peneiras após agitação de 15 minutos por via úmida e (D) Agitador de Vagner, agitação de 16 horas em 36 rpm.

Fonte: José Augusto Liberato de Souza.



Figura 6. (A) Agitação manual das amostras, utilizando bastão de madeira, 30 agitações com movimento constante; (B) Amostras de Granulometria em descanso de 3 horas e (C) Amostras de Argila Dispersa e Granulometria.

Fonte: José Augusto Liberato de Souza.

Teores de fósforo no solo: Por ocasião da colheita do experimento, o solo foi amostrado, nas profundidades de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m. As determinações foram, conforme a metodologia da CQFS (2016) pelo método Mehlich 1 para P e segundo descrição de Raij et al. (2001): P utilizando-se o método da resina trocadora de íons; S-SO₄⁻² pela extração com solução de fosfato de cálcio.

Para as determinações de fósforo disponível pelo método da resina trocadora de íons (Mista), 2,5 cm³ de TFSA (Terra Fina Seca ao Ar), foram colocados em frascos plásticos cônicos de 80 ml, acrescentando-se 25 ml de H₂O deionizada e uma esfera de vidro de tamanho médio, tipo gude, deixando-se em agitação circular horizontal por 15 min, a 220 rpm, para desagregar o solo. Após esse período, a esfera de vidro foi retirada e acrescentados 2,5 cm³ RM, tratada com NaHCO₃ 1 mol L⁻¹ pH 8,5. Esta mistura contendo a RM mais H₂O e solo foi submetida à agitação circular horizontal, a 220 rpm, por 16 h após esse período de agitação, as resinas foram separadas do solo acondicionando-as em peneiras com malha de poliéster de 0,4 mm e lavadas com água deionizada, sendo transferidas, individualmente, para frascos de 100 mL, nos quais foram adicionados 50 ml de solução de NH₄Cl 0,8 mol L⁻¹ em HCl 0,2 mol L⁻¹, deixando-as em repouso por 30 min para eliminação do CO₂, para evitar acidificação do meio. Decorrido esse período, os frascos foram fechados, procedendo-se à agitação circular horizontal, a 220 rpm, por uma hora. O P contido na solução-extrato da resina foi determinado por colorimetria. (Raj et al., 2001).

Para determinação do fósforo no solo pelo método Mehlich 1, 10 cm³ de TFSA (Terra Fina Seca ao Ar), foram colocados em Erlenmeyer de 125 mL. Adicionou 100 mL de solução composta pela mistura de ácido clorídrico (0,05 mol L⁻¹) e ácido sulfúrico (0,0125 mol L⁻¹), conhecida como solução de Mehlich 1. Agitou durante 5 minutos em agitador circular horizontal. Deixando decantar durante uma noite. Pipetou, sem filtrar, 25 mL do extrato e passou para recipiente plástico. Pipetou 5 mL desse extrato e colocou em Erlenmeyer de 125 mL. Adicionou 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico em pó, como redutor. Agitou entre 1 a 2 minutos em agitador circular horizontal. Deixou desenvolver a cor durante 1 hora. Em seguida, realizou a leitura da densidade ótica no espectrofotômetro-UV, usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660 nm) (Teixeira et al., 2017).

Produção de Colmos: A determinação da produção de colmos foi realizada de forma mecanizada, sendo massa dos colmos determinada com o auxílio de um transbordo provido com célula de carga. Posteriormente, os valores foram transformados para toneladas de colmos por hectare.

À análise de dados, em ambiente de R-Project, programaram-se rotinas de estatísticas descritivas, inferenciais, e exploratórias para, respectivamente: distribuição de partículas; comparação de desempenho de produtos, pelo teste de Duncan; e estabelecimento de relações funcionais entre grau de floculação e DMP, e doses de fósforo, com, ou sem, polímero, pela abordagem de superfície-resposta. Avaliou-se qualidade de ajuste de modelos pelo coeficiente de determinação.

Para a produção, os dados foram testados quanto à normalidade dos erros e homogeneidade de variância e as análises estatísticas foram realizadas por meio do programa SISVAR (Ferreira, 2011). Os resultados foram submetidos a ANOVA, constatado significância, as médias das fontes de P foram comparadas entre si pelo teste de F. Foi ajustado equação de regressão para as doses, com o auxílio do "proc reg". Adotou-se significância a 5% de probabilidade (Pimentel-Gomes e Garcia, 2002).

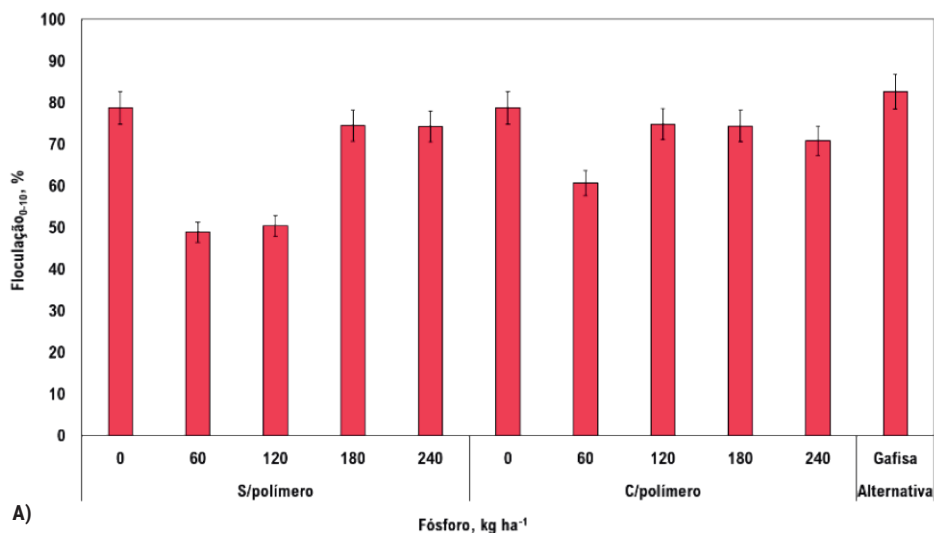
Após as análises, foi possível estabelecer um comparativo entre todos os tratamentos estudados, seja para as fontes ou doses de fósforo, com isso, descrever os resultados

positivos e/ou negativos que os tratamentos propiciaram ao diâmetro médio ponderado dos agregados e ao grau de floculação da argila no solo em questão.

Em relação a grau de floculação de argila nas três camadas estudadas, não houve diferença significativa entre as doses de MAP polimerizado e as doses sem polímero, essa significância também não foi observada, quando todas os tratamentos utilizando o fosfato solúvel, foram comparados ao fosfato natural (Gafsa) na dosagem de 120 kg/ha, como pode ser observado na figura 7 (a, b, c).

Albuquerque et al. (2003) também não verificaram incremento significativo no grau de floculação da argila quando na adição de fosfatados, dessa maneira não foi possível determinar correlação entre tal característica pedológica e o fertilizante em questão, o mesmo ainda ressalta que, solos tropicais têm apresentado efeito negativo nas propriedades físicas, quando realizada a aplicação de fosfatados, esse efeito tem sido observado também em superfícies com teores reduzidos de carbono orgânico, fato este verificado neste trabalho (Tabela 1).

Tendo em vista ainda outras propriedades importantes na determinação do índice de estruturação de um solo, como: densidade do solo (DS), porosidade total (PT), densidade de partículas (DP), e umidade gravimétrica (UG), Barros et al. (2018) não encontraram interação significativa entre o elemento fósforo e os referidos atributos, em diferentes profundidades.



(Figura 7 continúa en la página siguiente)

(Figura 7 continúa de la página anterior)

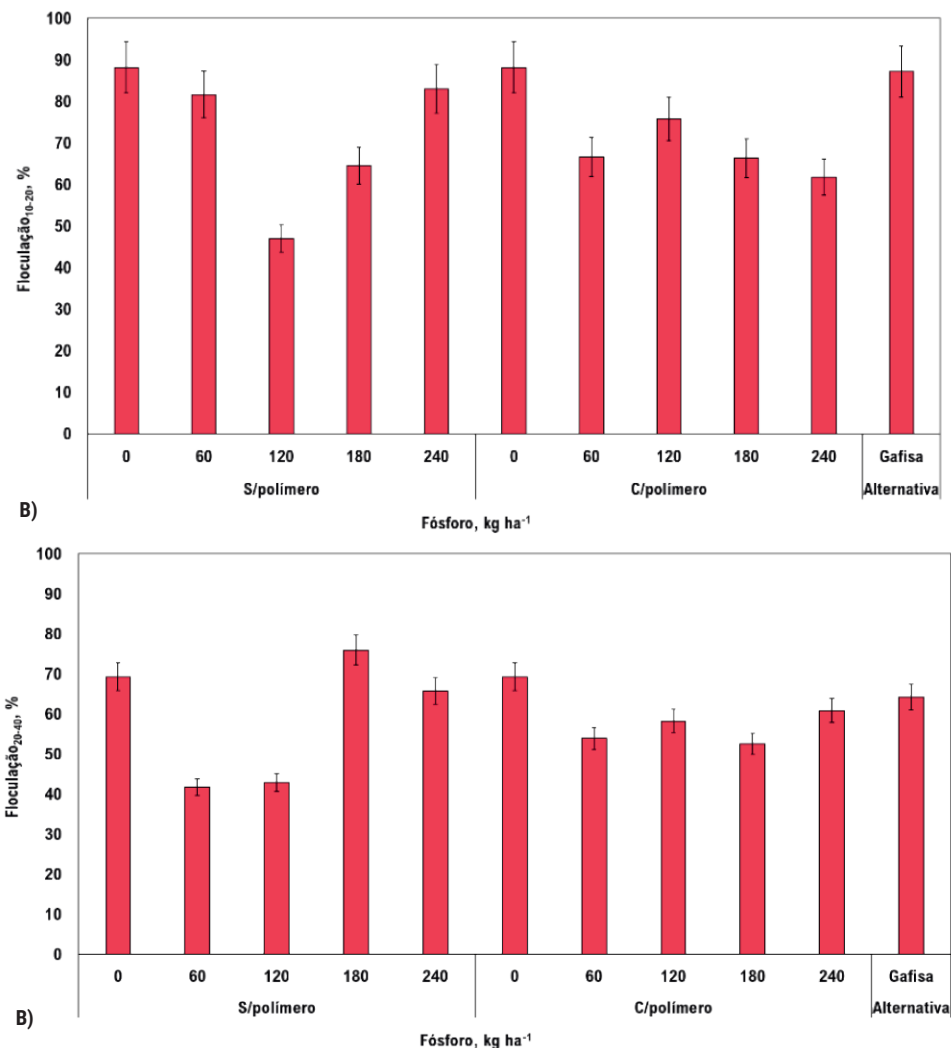


Figura 7. Percentual de Floculação utilizando a fonte MAP, MAPP e Gafsa nas diferentes profundidades: (A) 0-0,10 m; (B) 0,10-0,20 m; (C) 0,20-0,40 m.

Fonte: Elaborado pelo autor.

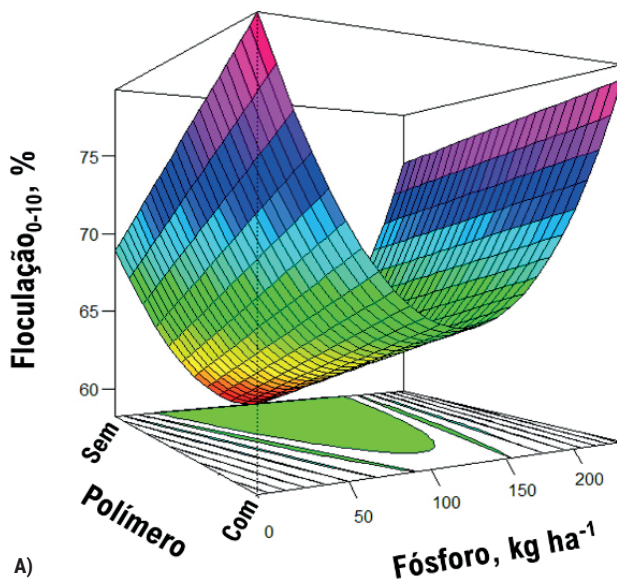
Embora, analisando algumas características químicas como, carga elétrica líquida, CTC efetiva e pH original do solo, Dynia e Camargo (1988), observaram que a adição de fosfato, foi capaz de potencializar positivamente tais aspectos, o que pode influenciar diretamente a dispersão de partículas, e conseqüentemente o grau de floculação de argila, tendo em vista a dependência desses atributos com a interação.

Desse modo, avaliando os fatores isolados (MAP e polímero), suas combinações e as três profundidades em questão, é possível inferir algumas tendências. Na profundidade de 0-0,10 m a combinação fósforo e polímero proporcionaram resultados satisfatórios

quando comparada a não aplicação de nenhum dos componentes, indicando por meio das curvas valores próximos a 80% de floculação. Na segunda camada avaliada 0,10-0,20 m, a situação se inverteu, comprovando pela curva que a floculação de argila apresentou uma expressiva redução quando combinados os componentes fósforo e polímero, sendo muito inferiores a não aplicação dos mesmos, já na terceira e última camada 0,20-0,40 m, as melhores respostas quanto ao grau de floculação foram expressas quando observadas as variáveis isoladas, sendo o percentual de floculação expresso nessa situação, maior do que o demonstrado na combinação de doses com o uso do material sintético, as referidas tendências são apontadas na Figura 8 (a, b e c).

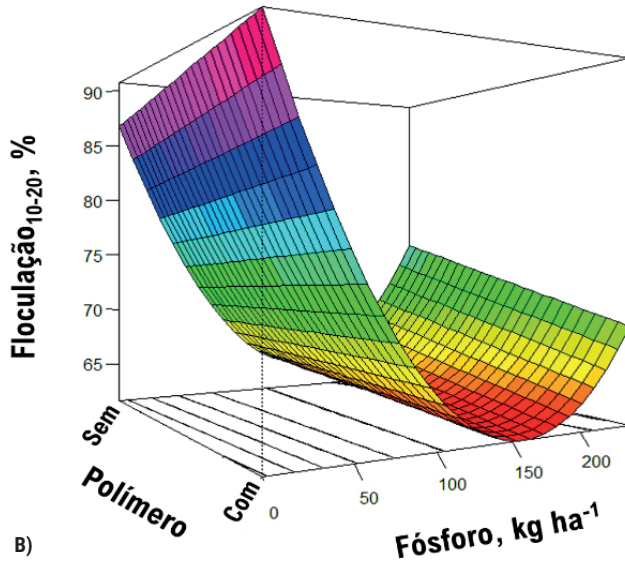
Esse comportamento pode acontecer devido a textura do solo, na referente pesquisa, os teores foram em média, 63,90 g kg⁻¹ de argila, 874,65 g kg⁻¹ areia e 61,44 g kg⁻¹ de silte, como apresentado, o solo tem baixo teor de argila, concordando com Arcoverde et al. (2015) que estudaram uma área de uso agrícola, e verificaram nas profundidades de 0,0-0,10 e 0,10-0,20 m, que a textura arenosa dos solos tem elevada influência em reduzir o processo de agregação do solo. Em contrapartida, na camada subsuperficial de 0,20-0,40 m, onde há a presença do horizonte B textural, com maior proporção de argila, há notável colaboração no processo de agregação do solo.

A análise de estabilidade dos agregados permitiu determinar a fração das partículas de agregado retido em cada peneira, e assim relacionar com o tratamento em questão, notou-se uma expressiva retenção nas peneiras de 2 e 4 mm, comprovando a ideia de que o perfil apresenta uma boa estruturação, nesse quesito as doses 240 kg/ha de MAP sem polímero, 60 e 120 kg/ha de MAP com polímero e o Gafsa se destacaram como boas alternativas, essa distribuição pode ser observada nas Figuras 9 e 10.

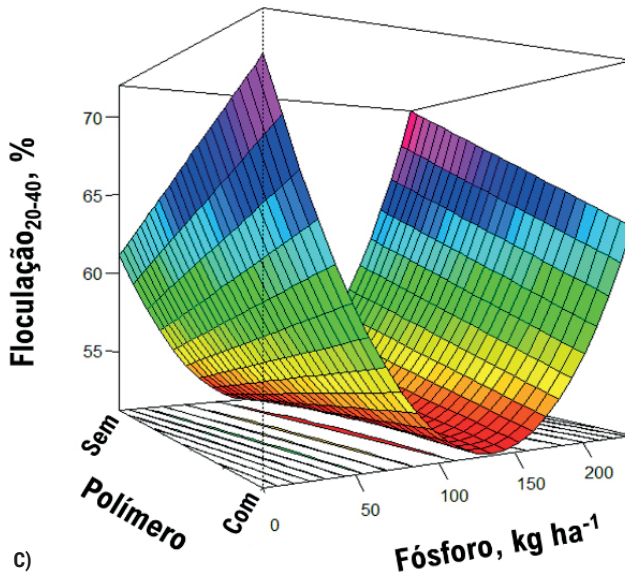


(Figura 8 continúa en la página siguiente)

(Figura 8 continúa de la página anterior)



B)



C)

Figura 8. Tendência da interação polímero e fósforonas diferentes profundidades: (A) 0-0,10 m; (B) 0,10-0,20 m; (C) 0,20-0,40 m.

Fonte: Elaborado pelo autor.

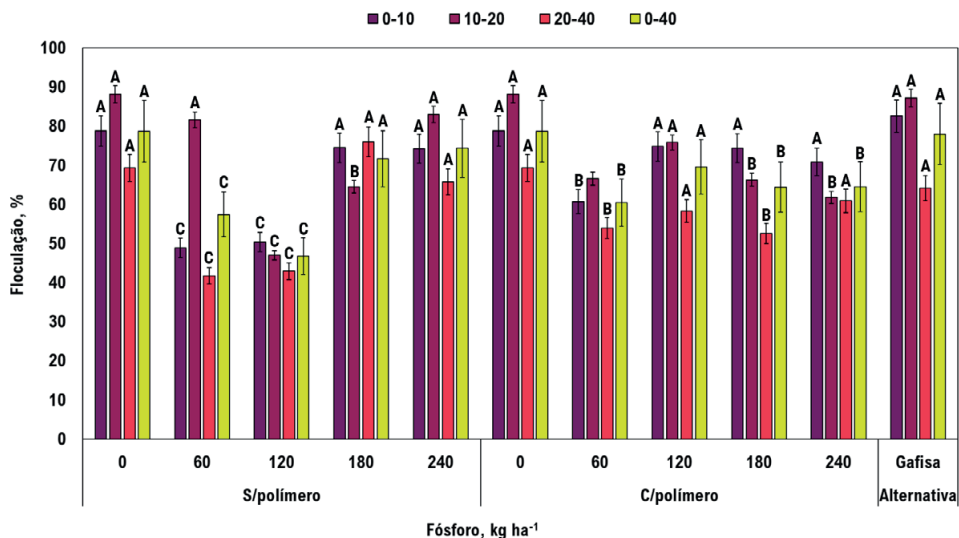
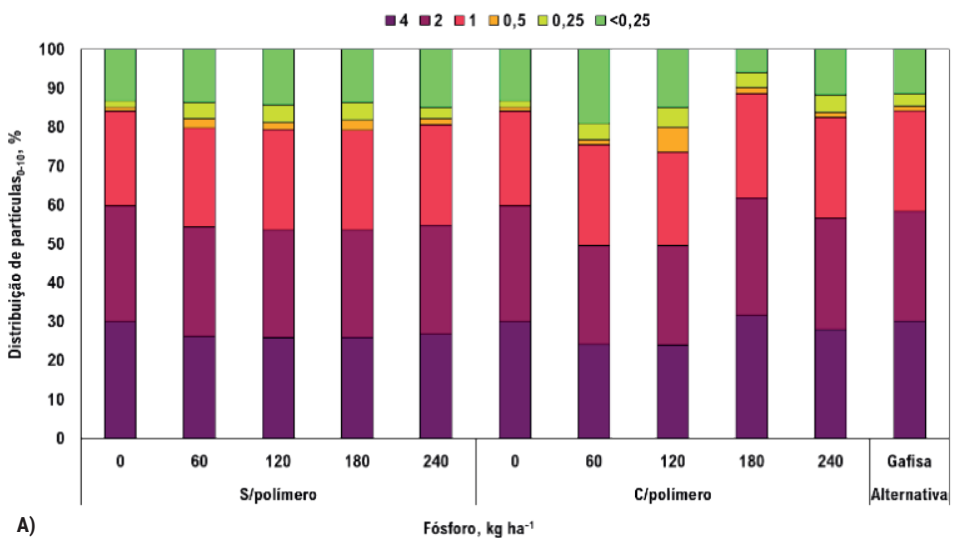


Figura 9. Comparativo quanto ao grau de floculação de acordo com as fontes, doses e uso de polímero.

Fonte: Elaborado pelo autor.



A)

(Figura 10 continúa en la página siguiente)

(Figura 10 continúa de la página anterior)

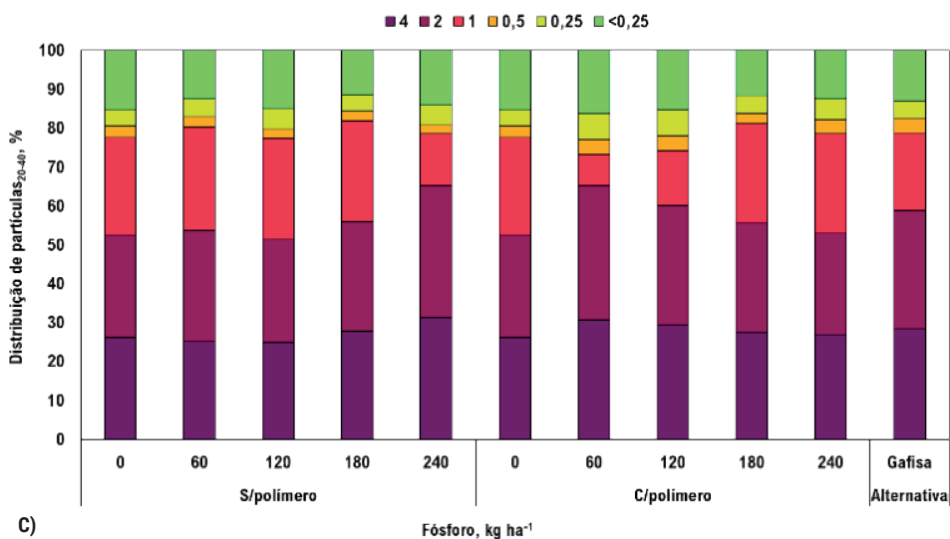
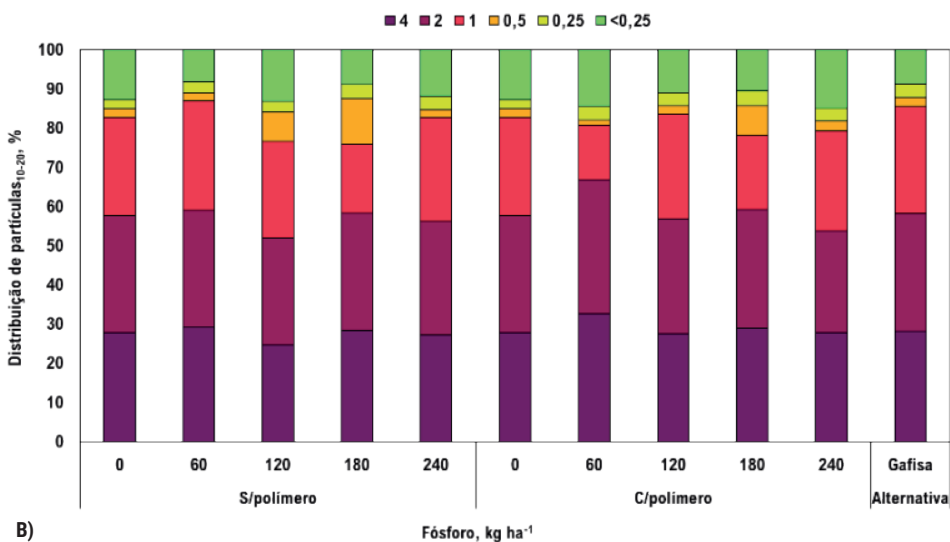


Figura 10. Distribuição de agregados nas diferentes peneiras, com todos os tratamentos estudados, nas diferentes camadas: (A) 0-0,10 m; (B) 0,10-0,20 m; (C) 0,20-0,40 m.

Fonte: Elaborado pelo autor.

De maneira geral os agregados se mostraram bem distribuídos, principalmente nas classes de 2 e 4 mm, em todos os tratamentos estudados, esse apontamento corrobora com o que diz Santos et al. (2012). Os autores afirmam que as gramíneas em geral são eficientes em contribuir no processo de formação de agregados estáveis maiores que

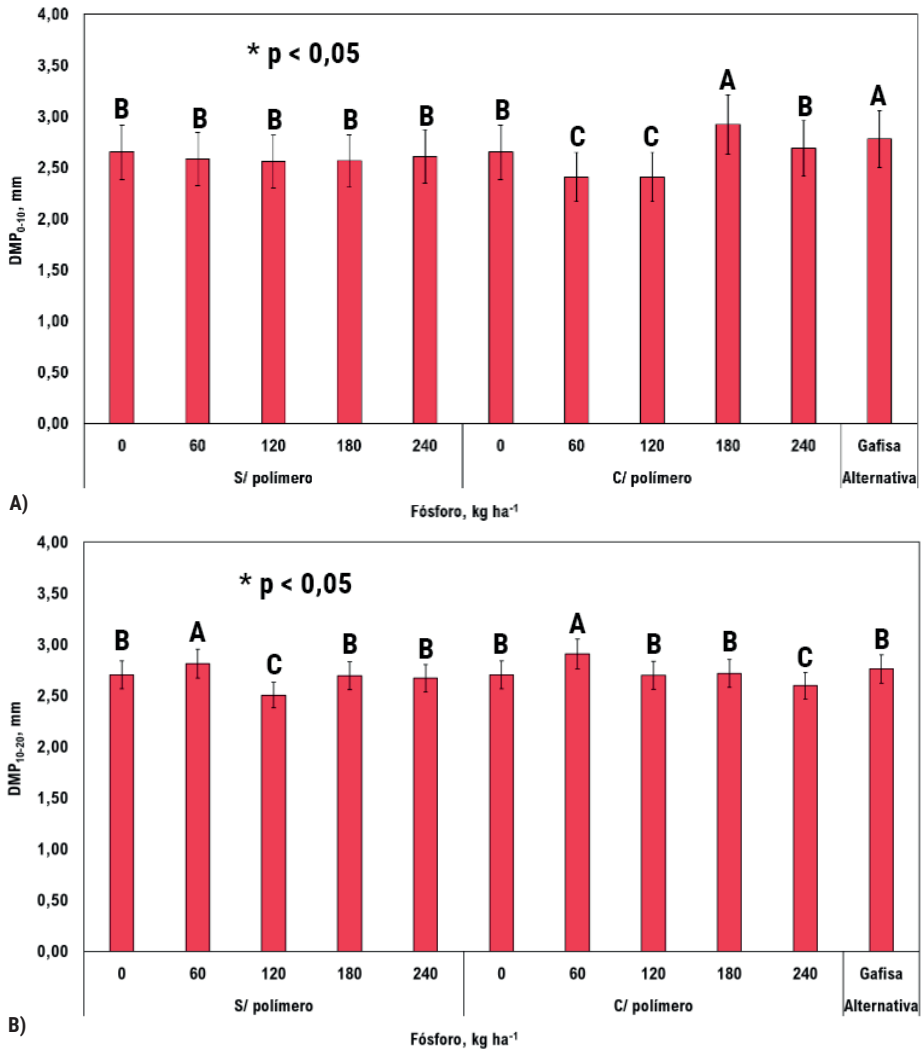
2 mm de diâmetro, devido ao seu sistema radicular agressivo e de alta densidade, além da liberação regular de exsudados, o que favorece a atividade microbiana, formando sedimentos que atuarão como agentes cimentantes, contribuindo para uma boa estabilização dessas partículas. Com esses resultados é possível afirmar que o solo em questão se encontra com uma boa distribuição de macroagregados e conseqüentemente de macroporos. Arshad et al. (1996) afirmam que é possível estabelecer com veemência a condição estrutural de um solo tendo em vista a distribuição de agregados nas classes de tamanho. Confirmado por Vezzani (2001), o mesmo ressalta que solos que apresentam maior agregação nas classes de maior tamanho, são considerados solos de melhor qualidade no ponto de vista estrutural.

Os dados referentes ao Diâmetro Médio Ponderado dos agregados de solo sugerem significância, principalmente no que diz respeito a fonte, a utilização do polímero, assim como as doses utilizadas. Na primeira camada os tratamentos MAP + Polímero 180 kg/ha e o FNR (Gafsa), apresentaram os melhores resultados, em contraponto quando aprofundadas as superfícies, os melhores resultados foram expressos nas menores doses de MAP 60 kg/ha, seja protegido pelo polímero ou não. Já na superfície 0,20-0,40 m os melhores valores quanto ao DMP, começaram a serem expressos na dose de 180 kg/ha de MAP sem o uso da proteção, e perdurou basicamente até a dose de 180 kg/ha de MAP + Polímero, entretanto não diferindo estatisticamente da alternativa Gafsa. Analisando o Diâmetro Médio Ponderado das partículas na superfície total 0,20-0,40 m, os tratamentos MAP + Polímero 180 kg/ha e o Fosfato Natural são apresentados como melhores alternativas pensando no incremento de tal característica. Observa-se tais informações na Figura 11.

Hartman (2016), avaliando os impactos do uso de fontes de fósforo, nos compartimentos de carbono orgânico e na agregação de um solo, observou que o uso de P, independente da dose ou fonte escolhida, proporcionou ao sistema, agregados com Diâmetro Médio Ponderado maiores, quando comparado os tratamentos com uma unidade testemunha. De maneira geral, para solos de textura média o Diâmetro Médio Ponderado considerado bom é classificado a partir de 2 mm, necessidade essa atendida em todos os tratamentos e camadas estudadas. Kiehl (1979), é mais rígido, o mesmo considera com baixa estabilidade de agregados, solos que apresentam DMP abaixo de 0,5 mm.

(Figura 11 continúa en la página siguiente)

(Figura 11 continúa de la página anterior)



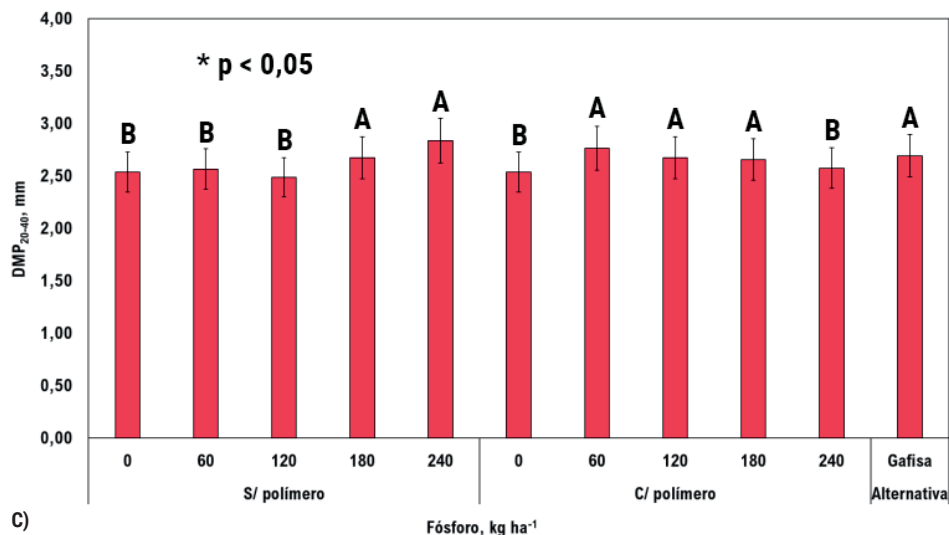


Figura 11. Comparativo do Diâmetro Médio Ponderado, nas diferentes fontes de P, doses e uso de polímero, nas camadas: (A) 0-0,10 m; (B) 0,10-0,20 m; (C) 0,20-0,40 m.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Por outro lado, analisando a área com uso agrícola, é possível observar nas profundidades de 0,0-0,10 e 0,10-0,20 m, que a textura arenosa dos solos remetem a redução do processo de agregação do solo. Em contrapartida, na camada subsuperficial de 0,20-0,40 m, onde há a presença do horizonte B textural, com maior proporção de argila, há notável colaboração no processo de agregação do solo (Arcoverde et al., 2015).

Considerar a textura do solo no processo de agregação é de extrema importância, Silva et al. (2014), reafirmam que esse atributo exerce influência direta na formação e na estabilidade de agregados, afirmando que solos com maiores proporções de argila tendem a apresentarem melhor agregação, o perfil estudado pelo autor apresentou um bom aporte de argila em todas as camadas.

Dexter (1988) considera que, solos apresentando agregados com maior DMP, são apontados como mais resistentes a processos de erosão, visto que uma boa estabilidade de agregação melhora a aeração, assim como as trocas gasosas e a infiltração de água no perfil, devido à elevação da porosidade, especificamente os macroporos entre as partículas.

Analisando o efeito do fósforo e as fontes aplicadas, pode-se inferir algumas considerações, tendo em vista a deficiência natural do elemento fósforo em solos tropicais, com características oxidicas, quando ocorre o fornecimento do nutriente, as cargas naturais do solo desencadeiam um processo de atração, principalmente no que diz respeito ao fosfato, este oriundo de fontes solúveis, essa atração busca o equilíbrio entre o fosfato da solução e as cargas presentes nas superfícies coloidais (Machado e Souza, 2012), sendo assim num comparativo entre a fonte solúvel aplicada (MAP) e a fonte natural reativa (Gafsa), é notável uma melhor performance da fonte natural, essa com liberação.

Os dados mostram a efetividade no incremento do grau de floculação como também do DMP das partículas do solo quando utilizado o polímero, seja combinado ou não com outras substâncias, Albalasmeh et al. (2021), avaliaram dois tipos desse material, e o efeito sobre algumas propriedades físicas de um perfil franco-arenoso, o estudo comprovou eficiência quanto a estabilidade de agregados.

Assim como na floculação de argila, foi possível estabelecer uma superfície resposta para a interação fósforo e polímero, nas três superfícies de estudo, na camada mais superficial, houve uma sinergia significativa entre o fertilizante e a proteção, expressando um aumento considerável, quando da associação dos elementos. No que tange a camada intermediária, a resposta proveniente da junção dos matérias, foi expressa negativamente, demonstrada pela redução do DMP nessa profundidade em questão. Já na porção correspondente a 0,20-0,40 m, os melhores resultados demonstram ser satisfatórios quando os elementos fósforo e polímero são aplicados separadamente. No faixa total estudada 0-0,40 m, houve um incremento positivo na característica estudada em relação a associação das substâncias. Tal informação é expressa na Figura 12.

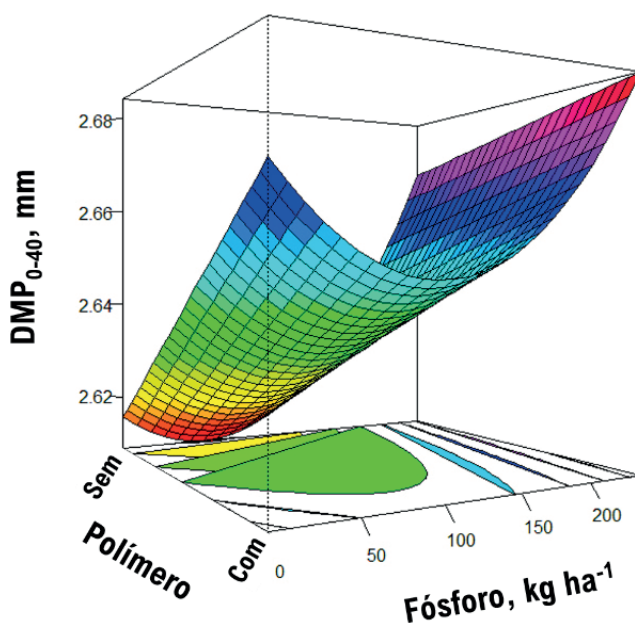


Figura 12. Tendência do Diâmetro Médio Ponderado dos agregados com os tratamentos nas diferentes profundidades.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O teor de P no solo variou em função das doses fosfatadas aplicadas no sulco de plantio nas profundidades 0-0,10, 0,10-0,20 m e 0,20-0,40 m, na avaliação com os extratores resina trocadora de íons e Mehlich 1 (Figura 13). Para as fontes foi verificado diferença na camada de 0-0,10 m pelo extrator resina, com valores maiores para fonte com

revestimento e na camada 0,20-0,40 m pelos extratores resina e Mehlich 1, com os valores mais altos para a fonte revestida por polímeros. Esses resultados evidenciam que a presença do polímero no revestimento do fertilizante aumentou a disponibilidade do nutriente podendo ser atribuído a redução da fixação junto a fase coloidal do solo.

Segundo Oliveira (2019) os teores de fósforo nas camadas apresentaram resposta linear com o aumento da dose aplicada da mesma forma que os resultados observados nesse trabalho. De acordo com os critérios adotados por Raji et al. (1996) e Tedesco et al. (2004), na ausência da aplicação de fósforo, os teores de nutrientes permaneceram na faixa de interpretação média (16,49 mg dm⁻³), baixa (6,71 mg dm⁻³) e muito baixa (3,81 mg dm⁻³) nas profundidades 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m, respectivamente.

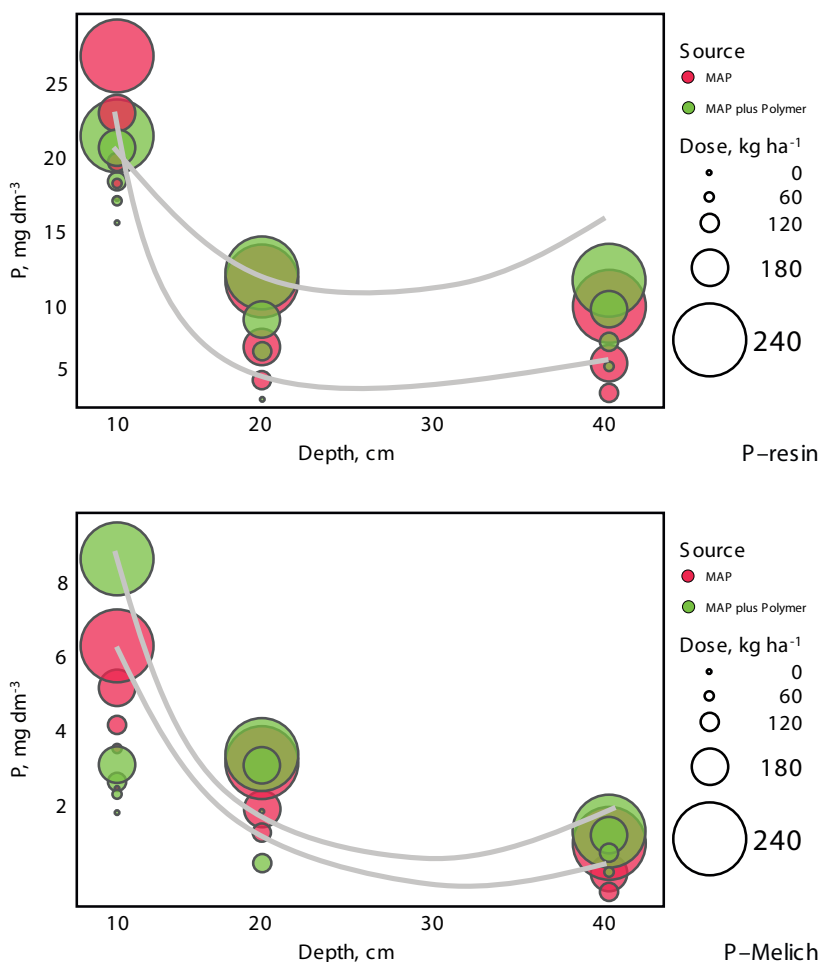


Figura 13. Distribuição do resíduo P extraível no solo por fonte e dose de MAP com e sem polímero orgânico.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na ausência da aplicação de fósforo, verificou-se que os teores do nutriente no solo pelo método Mehlich 1, de acordo com Rajj et al. (1996) e Tedesco et al. (2004), estão na faixa de interpretação muito baixa (4,96, 1,05 e 0,41 mg dm⁻³) nas camadas 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m, respectivamente. Esses resultados evidenciam que a fosfatagem de 0,6 t ha⁻¹ de Gafsa (27% total de P₂O₅), realizada antes do plantio, contribuiu muito pouco para melhorar a disponibilidade do nutriente no solo.

Os menores valores de P extraídos por Mehlich 1 podem ser atribuídos à alta capacidade de troca de cátions e mineralogia dos solos utilizados, havendo uma neutralização dos ácidos diluídos (Bortolon et al., 2011) e exaustão da capacidade de extração, principalmente nos solos mais argilosos (Santos et al., 2008). As maiores quantidades de P extraídas pelo método resina em comparação a Mehlich 1, podem ocorrer em função do longo tempo de agitação e saturação do método resina com ânion bicarbonato, o qual extrai P adsorvido as superfícies dos coloides até um equilíbrio eletroquímico entre o solo e a superfície da resina (Bortolon et al., 2009, 2011).

Em diversas pesquisas comparando a capacidade de extração de fósforo pelo método Mehlich 1 e resina, de modo geral a quantificação de P no solo não varia muito pelos extratores, as concentrações variam de acordo com os teores de argila, cálcio, ferro, alumínio e matéria orgânica no solo (Gatiboni et al., 2008; Schlindwein e Gianello, 2008; Bortolon e Gianello, 2010; Mumbach et al., 2018).

A produtividade de colmos de cana-de-açúcar não apresentou interação entre fontes e doses fosfatadas, verificou-se maior quantidade de colmos para a dosagem de 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (16,87 colmos por metro), essa diferença não foi o suficiente para apresentar efeito significativo na análise estatística. No entanto, observou-se resposta linear crescente com o aumento das doses de P, tendência que também foi verificada por Lisboa; Heinrichs; Figueiredo (2017) sobre efeito residual de doses e fontes de fósforo. Em relação a número de colmos, a variação entre os tratamentos não foi o suficiente para apresentar efeito significativo na análise estatística.

Os valores médios de produtividade de ATR t ha⁻¹, variaram entre 16,12 e 17,54 t ha⁻¹, eles não diferenciaram significativamente entre si, semelhante aos resultados verificados por Campos (2016) e inferiores aos valores verificados por Lisboa (2014). Diferindo dos resultados de Santos et al. (2010), que descrevem que o aumento da dose de fósforo há elevação da ART.

Produtividade da cana-de-açúcar e qualidade do solo utilizando diferentes doses e fontes de fósforo no Oeste do Estado de São Paulo, Brasil

Dos Santos Batista Bonini et al.

Tabela 3. Produção de colmos, quantidade de colmos por metro, concentração de açúcares recuperáveis (ATR) e produtividade de ATR de cana-de-açúcar, submetida a doses de fósforo no sulco de plantio na forma de fosfato monoamônio com e sem revestimento de polímeros, Monte Castelo – SP, 2020.

Dose de P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)	Produção de Colmos (t ha ⁻¹)	Colmos m ⁻¹	ATR (kg t ⁻¹)	ATR (t ha ⁻¹)
0	91,00 b	16,00 a	168,05 a	16,12 a
60	100,25 a	16,87 a	164,67 a	16,52 a
120	102,75 a	15,75 a	166,53 a	17,09 a
180	104,50 a	15,62 a	166,25 a	17,54 a
240	105,50 a	15,25 a	165,44 a	16,91 a
Polímero				
Ausente	101,35 a	16,15 a	166,83 a	16,91 a
Presente	100,25 a	15,65 a	165,54 a	16,75 a
Teste F				
Fonte de P (F)	0,34 ^{ns}	1,29 ^{ns}	2,30 ^{ns}	0,25 ^{ns}
Dose de P (D)	7,80 [*]	1,53 ^{ns}	1,78 ^{ns}	2,36 ^{ns}
FXD	0,67 ^{ns}	0,42 ^{ns}	2,23 ^{ns}	0,42 ^{ns}
Media Geral	100,80	15,90	166,19	16,83
CV (%)	5,85	8,74	1,62	5,92

Médias seguidas por letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey. * e ns: significativas em p<0,05, e não significativo, respectivamente.

Fonte: Elaborado pelo autor.

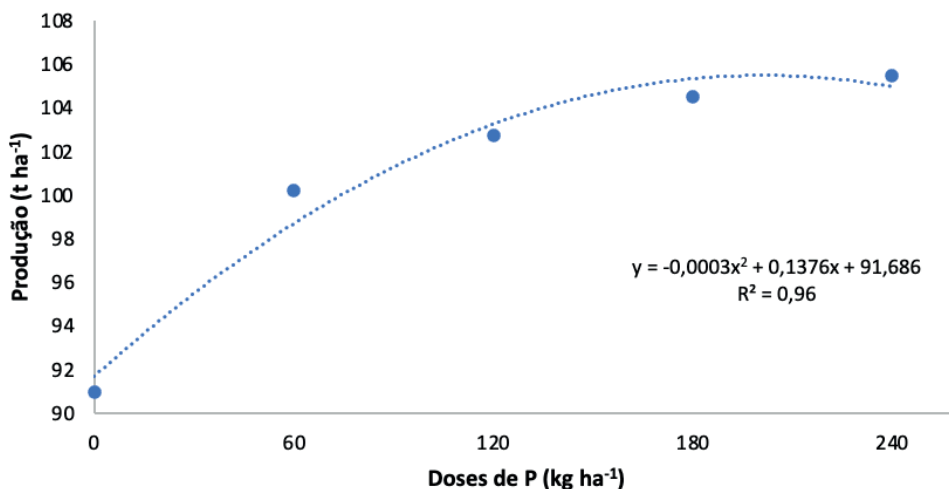


Figura 14. Produção de colmos de cana-de-açúcar, no primeiro corte, submetida a doses de fósforo no sulco de plantio, Monte Castelo – SP, 2020.

Fonte: Elaborado pelo autor.

3. Considerações finais

A adubação com fosfato monoamônio sem e com presença de polímeros, aplicado no sulco de plantio de cana-de-açúcar contribuiu para o aumento de fósforo disponível no solo avaliado pelos extratores resina e Mehlich 1.

A produtividade de colmos aumentou de modo linear com as doses de fósforo no sulco de plantio e não apresentou diferença entre a presença ou ausência do polímero.

Na camada do solo 0-0,10 m por meio do extrator resina e na camada de solo 0,20-0,40 m por meio dos extratores resina e Mehlich 1 foi observado maior disponibilidade de fósforo com a utilização de fosfato monoamônio com a presença de polímeros.

O uso do Gafsa influenciou positivamente o grau de flocculação em todas as camadas estudadas. Na camada intermediária não foi verificado o efeito dos tratamentos fonte, dose ou uso de polímeros.

Para a estabilidade dos agregados, o uso de fósforo + polímero e/ou gafsa, foram verificados efeitos semelhantes, contribuindo positivamente para a estruturação. O uso do polímero contribui para a estruturação do solo com menores doses de fósforo.

4. Referencias

- Agostinho, F.B., Borges, É.A., Rezende, W.S., Silva, A.A., Lana, R.M. (2010). Efeito do uso de MAP revestido com polímeros de liberação gradual em atributos de solo e produtividade de matéria seca no milho. In: *Congresso Nacional de Milho e Sorgo*, Goiânia. Resumos... Goiânia: ABMS., 2010. 28, 6.
- Albalasmeh, A.A., Hamdan, E.H., Gharaibeh, M.A., El Hanandeh, A. (2021). Improving aggregate stability and hydraulic properties of Sandy loam soil by applying polyacrylamide polymer. *Soil and Tillage Research*, 206, p. 104821. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104821>
- Albuquerque, J.A., Bayer, C., Ernani, P.R., Mafra, A.L., Fontana, E.C. (2003). Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 799-806. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000500004>
- Angers, D.A., Mehuys, G.R. (2000). Aggregate stability to water. In: Carter, M.R. *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. p.529-539.
- Arcoverde, S.N.S., Salviano, A.M., Olzevski, N., Melo, S.B., Cunha, T.J.F., Giongo, V., Pereira, J.S. (2015). Qualidade física de solos em uso agrícola na Região Semiárida do Estado da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(5), pp. 1473-1482. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140282>
- Arshad, M.A., Lowery, B., Grossman, B. (1996). Physical tests for monitoring soil quality. In: Doran, J.W., Jones, A.J. *Methods for assessing soil quality*. Madison, Soil Science Society of America, vol. 49, 123-141. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c7>

- Barros, I.B., de Sousa, W.N., Brito, N.F., Reis, I.M.S., Veloso, C.A.C., Silva, A.R., Carvalho, E.J.M. (2018). Atributos físicos de Latossolo amarelo distrófico, sob diferentes fontes e doses de fósforo. Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em periódico indexado (ALICE). <https://doi.org/10.18542/ragros.v10i2.5168>
- Borges, D.C.A. et al. (2017). Agregação e resistência do solo à penetração sob adubação biológica e convencional da cultura do café. 20 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia, Monte Carmelo, 2017. <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/25380>
- Borges, M.A. et al. (2019). Fosfatagem com fosfato aluminoso calcinado em área de cana-de-açúcar. 31 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019. <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/25012>
- Bortolon, L., Gianello, C. (2010). Simultaneous multielement extraction with the Mehlich-1 solution for Southern Brazilian soils determined by ICP-OES and the effects on the nutrients recommendations to crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s. l.], 34(1), 125–132. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000100013>
- Bortolon, L., Gianello, C., Schindwein, J.A. (2009). Avaliação da disponibilidade de fósforo no solo para o milho pelos métodos Mehlich-1 e Mehlich-3. *Scientia Agraria*, 10, 305-312. <https://doi.org/10.5380/rsa.v10i4.14728>
- Bortolon, L., Gianello, C., Welter, S., Almeida, R.G.O., Giasson, E. (2011). Simultaneous extraction of phosphorus, potassium, calcium and magnesium from soils and potassium recommendations for crops in Southern Brazil. *Pedosphere*, 21, 365-372. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60137-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60137-9)
- Brady, N., Weil, R.R. (2013). *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 716 p.
- Campos, C.N.S. (2016). *Efeito residual de doses e fontes de fósforo associado a torta de filtro na cana-de-açúcar*. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2016.
- Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A., Alves, P.R.L., Paula, A.M., Nakatani, A.S., Pereira, J.M., Nogueira, M.A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. *Scientia Agricola, Piracicaba*, 70(4), 274-289. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009>
- Cherubin, M.R., Karlen, L.D., Franco, A.L.C., Cerri, C.E.P., Tormenta, C.A., Cerri, C.C. (2016). A Soil Management Assessment Framework (SMAF) evaluation of Brazilian sugarcane expansion on soil quality. *Soil Science Society of America Journal*, 80, 215–226. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.09.0328>
- Chorom, M., Rengasamy, P. (1995). Dispersion and zeta potential of pure clays as related to net particle charge under varying pH, electrolyte concentration and cation type. *European Journal of Soil Science*, 46(4), 657-665. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01362.x>
- CONAB (Brasília). (2020). Conab estima produção estável de cana e aumento de 32% de açúcar. Brasília, 20 ago.
- Cooper, M. (2013). *Granulometria e textura do solo*. Publicado em, v. 20, n. 08.

- CQFS - Comissão de Química e Fertilidade do Solo. (2016). *Manual de calagem e adubação para os Estados de Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 376p.
- Dantsova, K.M., Hayes, C., Pennington, J.C., Porter, B. (2009). Sorption of high explosives to waterdispersible clay: influence of organic carbon, aluminosilicate clay, and extractable iron. *Journal of environmental quality*, 38(4), 1458-1465. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0183>
- de Melo, T.R., Telles, T.S., Machado, W.S., Tavares Filho, J. (2016). Factors affecting clay dispersion in oxisols treated with vinasse. *Semina: Ciências Agrárias*, 37(6), 3997-4003. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n6p3997>
- de Oliveira Silva, M., Veloso, C.L., do Nascimento, D.L., de Oliveira, J., de Freitas Pereira, D., da Silva Costa, K.D. (2020). Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. *Brazilian Journal of Development*, 6(7), 47838-47855. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n7-431>
- Delalibera Finzer, J.R., Correia De Andrade Neto, M. Solubilidade (2017). Em Ácido Cítrico De Rochas Fosfáticas. In: *XXXVIII Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, Maringá*.
- Dexter, A.R. (1988). Advances in characterization of soil structure. *Soil Tillage Research*, 11, 199-238. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(88\)90002-5](https://doi.org/10.1016/0167-1987(88)90002-5)
- Donagemma, G.K., Viana, J.H.M. (2017). Argila dispersa em água e grau de floculação. *Embrapa Milho e Sorgo-Capítulo em livro científico (ALICE)*.
- Dos Santos, L.N.S. et al. (2010). Avaliação de alguns atributos físicos de um Latossolo Vermelho-amarelo sob diferentes coberturas vegetais. *Bioscience Journal*, 26(6), 940-947.
- Dynia, J.F., Camargo, O.A. (1998). Effects of liming, green manuring, and phosphate addition on electrochemical attributes of an Oxisol from central Brazil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 29, 755-762. <https://doi.org/10.1080/00103629809369982>
- El Swaify, S.A. (1973). Structural changes in tropical soils due to anions in irrigation water. *Soil Sci.*, 115, 64-72. <https://doi.org/10.1097/00010694-197301000-00009>
- Ferreira, D.F. (2011). Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*, 35, 1039-1042. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>
- Ferreira, M.M.R., Bolonhezi, A.C., Teixeira, E.B., Queiroz, C.J. (2016). Adubação Fosfatada em Variedades de Cana-de-açúcar Cultivadas em Ambiente Restrito de Cerrado. *Cultura Agronômica, Ilha Solteira*, 25(3), 223-240. <https://doi.org/10.32929/2446-8355.2016v25n3p223-240>
- Freitas, A., Pereira, J., Rocha, F., Costa, M., Leonel, F., Ribeiro, M.D. (2006). Avaliação da divergência nutricional de genótipos de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.). *Revista Brasileira de Zootecnia*, 35(1), 229-236. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982006000100029>
- Freitas, D.A. (2018). *Estabilidade da agregação em áreas ardidadas e não ardidadas no Nordeste de Portugal: um importante indicador da qualidade do solo*. Tese de Doutorado.
- Gatiboni, L.C., Brunetto, G., Kaminski, J., Rheinheimer, D.S., Ceretta, C.A., Basso, C.J. (2008). Soil phosphorus forms after successive pig slurry application in a native pasture. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s. l.], 32(4), 1753-1761. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000400040>

- Gonçalves, A.C.A., Folegatti, M.V., Da Mata, J.D.V. (2001). Análises exploratória e geoestatística da variabilidade de propriedades físicas de um Argissolo Vermelho. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 23, 1149-1157.
- Hartman, D.C. (2016). Dinâmica do carbono e agregação do solo influenciada pelo uso de fósforo em sistema integrado de produção agropecuária. 93 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2016. <http://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/2290>
- He, Y., Hou, L., Wang, H., Hu, K., McConkey, B. (2014). A modelling approach to evaluate the long-term effect of soil texture on spring wheat productivity under a rainfed condition. *Scientific reports*, 4, 1-12. <https://doi.org/10.1038/srep05736>
- Heinrichs, R., Otto, R., Magalhães, A., Meirelles, G.C. Importance of Sugarcane in Brazilian and World Bioeconomy. In: Dabbert, S., Lewandowski, I., Weiss, J., Pyka, A. (2017). (Eds.). *Knowledge-driven developments in the bioeconomy: technological and economic perspectives*. Cham: Springer International Publishing, p. 205-217. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58374-7_11
- Henrique, J. (2019). *Impacto de atividades antrópicas, provocadas pela inserção da cultura da soja, sobre a microbiota e atributos físico químicos de solos no bioma cerrado*. 129f. – Tese (Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia) – Universidade Federal do Tocantins.
- Hingston, F.J., Posner A.M., Quirk. J.P. (1974). Anion adsorption by goethite and gibbsite. II: Desorption of anions from the hydrous oxide surfaces. *J. Soil Sci.*, 25, 16-26. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1974.tb01098.x>
- Jacto (Pompéia-sp). (2019). *Agregados do solo: entenda o que são e por que a estabilidade importa: O que são agregados do solo?*. 2019. Disponível em: <https://blog.jacto.com.br/agregados-do-solo-entenda-o-que-sao-e-por-que-a-estabilidade-importa/>. Acesso em: 05 ago.
- Kiehl, E.J. (1979). *Manual de Edafologia. Relação solo-planta*. Editora Agronômica “Ceres”, Ltda, São Paulo, SP, 262 p.
- Lee, B.J., Schlautman, M.A., Toorman, E., Fettweis, M. (2012). Competition between kaolinite flocculation and stabilization in divalent cation solutions with anionic polyacrylamides. *Water Research*, 46(17), 5696-5706. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.056>
- Lima, J.M., Anderson, S.J. & Curi, N. (2000). Phosphate-induced clay dispersion as related to aggregate size and composition in hapludoxs. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 892-897. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643892x>
- Lisboa, L.A.M., Heinrichs, R., Figueiredo, P.A.M. (2017). Efeitos da fosfatagem nos atributos químicos do solo e produção de cana-de-açúcar para forragem. *Boletim de indústria animal* (Online), 74, 213-220. <https://doi.org/10.17523/bia.v74n3p213>
- Lisboa, L.M. (2014). *Efeitos da fosfatagem em pré-plantio nas condições químicas do solo e no desenvolvimento da cultura da cana-de-açúcar*. 2014. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Animal) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Dracena.
- Machado, V.J., De Souza, C.H.E. (2012). Disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico de liberação lenta. *Bioscience Journal*, 28, n. 1.

- Mancin, G.R. *Manejo de modos e fontes de fósforo na produção e qualidade da cana planta (Saccharum spp.)*. 2018. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- Mumbach, G.L., Oliveira, D.A., Warmling, M.I., Gatiboni, L.C. (2018). Quantificação de fósforo por Mehlich 1, Mehlich 3 e Resina Trocadora de Ânions em solos com diferentes teores de argila. *Revista Ceres*, [s. l.], 65(6), 546–554. <https://doi.org/10.1590/0034-737x201865060010>
- Oliveira, A., Campos, J., Valadares Filho, S., Assis, A., Teixeira, R., Valadares, R., Oliveira, G. (2007). Substituição do milho por casca de café ou soja em dietas para vacas leiteiras: consumo, digestibilidade dos nutrientes, produção e composição do leite. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 36, 1172-1182. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982007000500026>
- Oliveira, C.L.B. (2019). *Adubação fosfatada com polímeros em soqueira de cana-de-açúcar: efeito da labilidade de fósforo no solo e na produtividade*. 2019. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Animal) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Dracena.
- Pereira, S.D.A. (2017). Influência do fósforo sobre características agrônômicas em cana-de-açúcar.
- Pimentel-Gomes, F., Garcia, C. (2002). *Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos*. Piracicaba: FEALQ.
- Pissarra, T.C.T., Politano, W., Ferraud, A.S. (2004). Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do Córrego Rico. *Revista Brasileira de Ciência do solo*, 28(2), 297-305. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200008>
- Plaza, I., Ontiveros-Ortega, A., Calero, J., Aranda, V. (2015). Implication of zeta potential and surface free energy in the description of agricultural soil quality: Effect of different cations and humic acids on degraded soils. *Soil & Tillage Research*, 146, 148-158. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.013>
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., Vogel, H.J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: a review. *Geoderma*, 314, 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Rajj, B. van., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (2001). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agronômico. 285p.
- Reichardt, Timm, L.C. (2012). *Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações*. 2° ed. Barueri, SP: Manole.
- Rezende, C.G.B., Bonfim-Silva, E.M., Silva, T.J.A., Cabral, C.E.A., Schlichting, A.F. (2016). Fosfato natural reativo na adubação do capim piatã em Latossolo Vermelho do Cerrado. *Dourados: Revista Agrarian*, v.9, n. 31, p. 55-62.
- Ribeiro, B.T., Lima, J.M., Curi, N., Oliveira, G.C. (2013). Aggregate breakdown and dispersion of soil samples amended with sugarcane vinasse. *Scientia Agricola, Piracicaba*, 70,(6), 435-441. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000600009>
- Ronquim, C.C. (2010). *Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais*. Campinas: EMBRAPA, 26 p.

- Rosendo dos Santos, V., Soltangheisi, A., Junqueira Franco, H.C., Kolln, O., Vitti, A.C., Santos Dias, C.T.D., Pavinato, P.S. (2018). Phosphate sources and their placement affecting soil phosphorus pools in sugarcane. *Agronomy*, 8(12), 283. <https://doi.org/10.3390/agronomy8120283>
- Rossi, C.Q., Pereira, M.G., Moura, O.V.T.D., Almeida, A.P.C.D. (2016). Vias de formação, estabilidade e características químicas de agregados em solos sob sistemas de manejo agroecológico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51, 9, p. 1677-1685. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000700068>
- Salton, R.S., Mendonça, E.S., Alvarez, V.H., Corrêa, M.M., Costa, L.M. (2008). Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 11-21. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100002>
- Santos, D.R., Gatiboni, L.C., Kaminski, J. (2008). Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, 38, 576-586. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000200049>
- Santos, B.A.V., et al. (2019). Fertilizante fosfatado de eficiência aumentada e bioativador no crescimento inicial do Borges, Mariana Alves et al. *Fosfatagem com fosfato aluminoso calcinado em área de cana-de-açúcar*.
- Santos, D., Tiritan, C., Foloni, J., Fabris, L. (2010). Produtividade de cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro enriquecida com fosfato solúvel. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 40(4), 454-461. <https://doi.org/10.1590/S1983-40632010000400002>
- Santos, G.G., Silveira, P.M.D., Marchão, R.L., Petter, F.A., Becquer, T. (2012). Atributos químicos e estabilidade de agregados sob diferentes culturas de cobertura em Latossolo do cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16, 1171-1178. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012001100005>
- Sawhney, B.L. (1974). Charge characteristics of soils as affected by phosphate sorption. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 38, 159-160. <https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800010052x>
- Schindwein, J.A., Gianello, C. (2008). Nível de suficiência e índice de equivalência entre o fósforo determinado pelos métodos da resina de troca iônica e mehlich-1. *Current Agricultural Science and Technology*, [s. l.], 14(2).
- Tedesco, M.J., Gianello, C., Anghinoni, I., Bissani, C.A., Camargo, F.A.O., Wiethölter, S. (2004). *Manual de adubação e calagem*. 10. ed. Porto Alegre: Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC.
- Schueler, T.A., Dourado, M.D.L., Rizzo, A.C.D.L. (2019). *Processos biotecnológicos para a solubilização de rochas fosfáticas: o estado da arte*. Centro de Tecnologia Mineral.
- Silva, A.J., Silva, P.L.F., Oliveira, F.P., Borba, J.O.M., do AMARAL, A.J. (2018). Granulometria e grau de flocculação em solos sob sistema de integração lavoura-pecuária-floresta no Rio Grande do Norte. In: Embrapa Solos-Resumo em anais de congresso (ALICE). In: *Simpósio nacional de estudos para produção vegetal no semiárido*, 3., 2018, Campina Grande. *Uso sustentável do Semiárido: desafios e progressos*. Campina Grande: Sociedade Científica do Semiárido Brasileiro.

- Silva, A.J.N., Cabeda, M.S.V., Carvalho, F.G. (2006). Matéria orgânica e propriedades físicas de um Argissolo Amarelo Coeso sob sistemas de manejo com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande*, 10(3), 579-585. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300007>
- Silva, A.P. et al. (2010). Indicadores da qualidade física do solo. In: Van Lier, Q. de J. (Ed.). *Física do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- Silva, A.S., Silva, I.D.F., Bandeira., L.B., Dias, B.O., Silva Neto, L.D.F. (2014). Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos do solo. *Ciência rural*, 44, (10), 1783-1789. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20130789>
- Souza, J.R., Ribeiro, B.N., Raposo, T.P., Fiorin, J.E., Castro, G.S.A., Magalhães, R.S. (2014). Eficiência do fósforo revestido com polímeros na cultura da soja. *Acta Iguazu, Cascavel*, 3(4), 1-9.
- Sposito, G. (1989). Surface reactions in natural and aqueous colloidal systems. *Chimia*, 43, 169-176.
- Stefanoski, D.C., Santos, G.G., Marchão, R.L., Petter, F.A., Pacheco, L.P. (2013). Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande*, 17(12), 1301-1309. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001200008>
- Teixeira, P.C., Donagemma, G.K., Fontana, A., Teixeira, W.G. (2017). *Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa. 574 p.
- UNICA (2015). *União da Agroindústria Canavieira do Estado de São Paulo*. Setor Sucrenergético. .
- Vezzani, F.M. (2001). *Qualidade do sistema solo na produção agrícola*. Tese (doutorado em agronomia) -Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, 184p.
- Vicente, T.F.S., Pedrosa, E.M.R., Rolim, M.M., Oliveira, V.S., Oliveira, A.K.S., Souza, A.M.P.L. (2012). Relações de atributos do solo e estabilidade de agregados em canaviais com e sem vinhaça. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande*, 16(11), 1215-1222. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012001100010>
- Zavaschi, E. (2010). *Volatilização de amônia e produtividade do milho em função da aplicação de uréia revestida com polímeros*. 2010. 92 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.
- Zonta, J.H. (2011). *Infiltração de água no solo sob diferentes perfis de precipitação*. 126f. - Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa.

Tasa de Retorno Energético del biodiesel de palma aceitera (*Elaeis guineensis*) en la región Nor Oriente del Perú

Mary Flor Césare Coral^{1*}, Pierina Lizbeth Neyra Vargas¹,
Christian Valencia Albitres¹, Franco Cerna Cueva²,
José Luis Calle Maravi³

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, La Molina, Perú.

²Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional Agraria de la Selva, Carrera Central km.1.21, Tingo María, Perú.

³Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, La Molina. Perú.

*Autor para correspondencia: mcesare@lamolina.edu.pe

1. Introducción

Actualmente, la política energética del Perú busca reducir el uso de fuentes energéticas provenientes de los hidrocarburos, dado su alta inestabilidad en los precios y sus altos índices de contaminación; por ello el Perú se encuentra modificando su matriz energética al incorporar fuentes renovables de energía, con la finalidad de evitar la escasez de combustibles con perspectiva de conseguir una región ambientalmente responsable y moderna, que deberá contar con la participación de la población. Es así que el fomento de los biocombustibles se ha convertido en una de las más importantes respuestas políticas ante la dependencia de las fuentes fósiles, tal como indican los autores Salas, Islas y Muñoz (2008), esto ha llevado al Gobierno Peruano a entrar en la era de los biocombustibles mediante la LEY N°28054, que en su artículo 1 «establece el marco general para promover el desarrollo del mercado de los biocombustibles sobre la base de la libre competencia y el libre acceso a la actividad económica, con el objetivo de diversificar el mercado de combustibles, fomentar el desarrollo agropecuario y agroindustrial, generar empleo, disminuir la contaminación ambiental y ofrecer un mercado alternativo en la lucha contra las drogas» (Ley N°28054, 2005, p.1).

El impulso que dio el gobierno para incluir los biocombustibles en la matriz energética, conlleva a una gran demanda de cultivos energéticos (como es el caso de la palma

aceitera por su alto contenido de aceites) y de grandes extensiones de tierras de cultivos, lo que provocó cambios en el uso del suelo para poder satisfacer la producción de biocombustibles líquidos (etanol y biodiesel) destinadas al transporte terrestre. Una de las zonas propicias para los cultivos energéticos de palma aceitera africana (*Elaeis guineensis*) es la Región San Martín, por su clima y grandes hectáreas deforestadas y abandonadas. Por tal motivo en el presente trabajo se realizó una amplia revisión bibliográfica de la producción de biodiesel de palma aceitera en la Región San Martín; para poder estimar la Tasa de Retorno Energético (TRE) en la producción de 1000 L de biodiésel (como unidad funcional) de palma aceitera, y con ello poder satisfacer la demanda energética del transporte de la Región San Martín y dar cumplimiento con el 5% que exige la Ley de Biocombustibles (Ley N°28054).

Siendo la TRE un indicador importante para la factibilidad económica y ambiental que nos permite determinar si un proceso de obtención de energía es sostenible, aplicable mayormente a proyectos de biocombustibles (Silva, Da Costa, Yáñez & Andrade, 2007). Esta se calcula dividiendo la energía útil que el proceso nos retorna entre la energía útil gastada para obtenerla.

$$TRE = \left(\frac{E_{\text{útil}}}{E_{\text{gastada}}} \right) \tag{1}$$

El valor obtenido en los cálculos debe ser mayor que 1, en el caso que sea menor o igual a 1 nos indica que la producción de energía no será sostenible en el tiempo, ya que la energía gastada es mayor a la energía obtenida (Ballenilla y Ballenilla, 2007).

A continuación, se muestra la tabla con los balances energéticos de diferentes cultivos energéticos.

Tabla 1. Balance energético de cultivos energéticos.

	Cultivos energéticos (Biodiesel)	Balance
	Girasol	3,2
Balance energético (unidad retornada de energía por cada unidad de energía no renovable usada)	Canola	2,7
	Palma aceitera	9,0
	Soja	3,0*

Fuente: IICA, 2007.

2. Descripción

2.1 Características generales

Las primeras palmeras datan su aparición desde hace 85 millones de años, y se encuentra distribuida en la actualidad en la zona intertropical.

La palma aceitera africana de género *Elaeis* es una planta perenne que presenta un único tronco (estipe) alto y una inflorescencia que nace en las axilas de las hojas, así mismo estas se caracterizan por ser grandes y de tipo pinnado, está compuesto por folíolos lanceolados que parten desde el raquis sobre dos planos regulares.

La palma aceitera africana (*Elaeis guineensis*) a los 25 años puede llegar a medir 12 metros de altura, se han reportado alturas de hasta 40 metros al estado natural, así mismo esta planta puede vivir más de 100 años, sin embargo, bajo cultivo tiene una vida útil entre 20 a 30 años (Ocrospoma y Ramírez, 2008). Así el género *Elaeis*, como las monocotiledóneas presentan un sistema radicular de forma fasciculada formando haces con gran desarrollo de raíces primarias que parten del bulbo de la base del tallo en forma radial, en un ángulo de 45° respecto a la vertical, profundizando hasta unos 50 cm; en el suelo, su longitud varía desde 1 metro hasta más de 1,50 metros y por su consistencia y disposición aseguran el anclaje de la planta. (Raygada, 2005).



Figura 1. Palma aceitera africana y fruto.

Fuente: CIRAD (s/f).

La palma aceitera presenta frutos (Nuez de palma) como drupa estas se agrupan en una fruticencia, estos frutos se encuentran cubiertos con un tejido ceroso llamado exocarpio, así mismo presenta una pulpa que constituye el mesocarpo y una cubierta dura de color negro y redonda, en cuyo interior se encuentra la almendra (endocarpio) CIRAD (s/f).



Figura 2. Frutos de palma aceitera.

Fuente: Roig. 2017.

3. Aceite de palma

El aceite de la palma se extrae del fruto el cual se caracteriza por su color rojizo al alcanzar la madurez. El racimo se encuentra conformado por cientos de estos frutos, llegando a pesar hasta 15 kg, así la extracción del aceite se realiza por métodos mecánicos llegándose a extraer entre el 18 y 26% en peso de aceite, con concentraciones de carotenos y alta presencia de tocoferoles, tocotrienoles, fitoesteroles y compuestos fenólicos (Lam et al., 2009; Monde et al., 2009; Szydłowska-Czerniak et al., 2011).

4. Condiciones óptimas del cultivo de palma

La temperatura adecuada para el cultivo de palma aceitera debe oscilar entre los 23° y 33° C, así como precipitaciones entre 1800 mm y 2200 mm anuales y humedad relativa de 80%. Estas plantas crecen favorablemente a una altitud máxima de 500 msnm con pendientes menores a 23%, los suelos deben ser del tipo franco, presentar buen drenaje y ser planos o poco ondulados, con pH neutro o moderadamente ácido, máximo con pH de 4 (Mingorance et al., 2014).

5. Taxonomía

La palma aceitera africana (*Elaeis guineensis*), taxonómicamente pertenecen a la familia Palmaceae y a la clase monocotiledóneas. En la tabla 2. Se muestra la taxonomía de la palma aceitera africana, por ser la especie introducida, más conocida comercialmente y empleada para la producción de aceites y biodiesel en el Perú.

Tabla 2. Clasificación de la palma aceitera africana.

Reino	:	Vegetal
División	:	Fanerógama
Sub División	:	Angiosperma
Clase	:	Monocotiledónea
Orden	:	Palmales
Familia	:	Palmaceae
Tribu	:	Cocoinae
Género	:	Elaeis
Especie	:	<i>E. guineensis</i> Jacq.

Fuente: Corley (1976), citado por Fairhurst y Härdter (2003).

6. Marco Metodológico

Este trabajo de investigación se enfoca en el estudio del consumo energético que implica la producción del biodiesel, por ello se tomó el análisis de ciclo de vida de la producción de biodiesel de palma aceitera por la ruta metálica, siendo los datos analizados desde el origen de la materia prima (fase agrícola y su transporte) hasta su transformación a biocombustibles (transesterificación). Para ello se tomó en cuenta los datos de entrada y salida de energía y materiales. Se determinó el consumo de energía en la producción de biodiesel, tomando en cuenta la suma de los consumos de energía (por cada 1000 kilogramos (kg) de biodiesel = 1 tonelada = 1 t) producidos a lo largo del análisis de su ciclo de vida (ACV), según el procedimiento de la Organización Internacional para la Estandarización (ISO 14040, 2006). Sin embargo, no tomaremos en cuenta el suministro de etanol y biodiesel a las distribuidoras y consumidores finales (Silva, Da Costa, Yáñez, & Andrade, 2007).

6.1 Zona de estudio

Nuestra zona de estudio es la Región San Martín, se encuentra en la selva norte del Perú, con una extensión de 51 mil 253 km², representa aproximadamente el 4% del territorio nacional, ubicada entre las cuencas del Alto Mayo y la del Huallaga, y se localiza entre ceja de selva, selva baja y selva alta. La Región San Martín se caracteriza por ser una región que presenta un alto índice de deforestación. Según el Instituto de Investigaciones de la

Amazonía Peruana (IIAP), en el año 2002 la deforestación representó 1,12 millones de ha. Para el 2018, habiendo perdido casi el 50 % de sus bosques, sigue siendo potencia forestal y emporio de biodiversidad. Cabe indicar también que el 20 % de la deforestación nacional se ha producido en esta región (Reaño, 2018). Asimismo, notamos que la deforestación continúa incrementándose, dado que durante los meses de marzo a julio de la pandemia del COVID 19 (2020), la deforestación en la región fue de 5571,12 ha; que comparados al año anterior en esos mismos meses fue de 3725,19 ha, como se menciona en Nuestros Derechos (2020).

Por ello se considera muy alta la deforestación, ya que la Región San Martín representa sólo el 6,5 % de la Amazonía (Gobierno Regional de San Martín [GORESAM], 2006). La deforestación va ligada a la degradación del suelo, lo que hace propicio que estas áreas se aprovechen para la producción de Palma aceitera y *Jatropha curcas* L (Torres, 2013).

6.2 Alcance del estudio

La demanda del sector transporte es muy amplia. Por ejemplo, el volumen de pasajeros en el transporte aéreo significa el 1% del total del transporte Ministerio de Transporte y comunicaciones [MTC] (2005) por lo tanto solo tomaremos en cuenta el desplazamiento terrestre de pasajeros en vehículos ligeros, dado que todos los sistemas sirven como combustible para vehículos. Para ello consideraremos el consumo energético realizado por el transporte de pasajeros en vehículos ligeros para el año 2014, por ser éste el último reportado por el Gobierno Regional de San Martín, como se muestra a continuación:

Tabla 3. Consumo energético para el transporte de vehículos ligeros en la región San Martín en el año 2014.

Combustible	Consumo (m ³)
Diesel	61940,88
Gasolina	58668,58
GLP	21774,26

Fuente: GORESAM, 2015.

6.3 Metodología de cálculo

Para poder lograr nuestro objetivo, se realizó un análisis del balance energético en la producción de palma aceitera, en base a los datos existentes del análisis del ciclo de vida del biodiesel. Actualmente en nuestro país, los cultivos de palma aceitera se han incrementado, de 77 537 ha en el año 2014 a 88 559,04 ha de palma aceitera para el 2017 en las 4 regiones Amazónicas del Perú (Ucayali, San Martín, Loreto y Huánuco), que es empleada para la elaboración de biodiesel en la región de San Martín (Sociedad Peruana de Ecodesarrollo [SPDE], 2020).

Es así que, para poder realizar el análisis energético (entradas y salidas) en base al inventario del ciclo de vida de estos biocombustibles se deben seguir los pasos que indica la ISO 14040 como son: 1) Definir la unidad funcional para uniformizar las unidades de energía, 2) Delimitar el sistema a analizar, 3) En base al punto 2 realizar los cálculos de consumo energético en el ciclo de vida de los biocombustibles.

6.3.1 Unidad funcional

Es una medida de donde se compara "la cantidad necesaria de productos para realizar el mismo trabajo (Quispe et al., 2009), la cual debe ser definida y medible. Para nuestro propósito, la unidad funcional es 1000 L de biodiesel de palma aceitera.

6.3.2 Delimitación analítica del sistema

En este punto determinaremos los procesos unitarios que implican la producción de biodiésel, estos procesos comprenden la etapa agrícola (almácigo, cultivo, cosecha y mantenimiento de los cultivos de palma), transporte de los racimos de frutos frescos, extracción del aceite, purificación y la transformación del aceite a biodiesel (transesterificación). Ver figura 1.

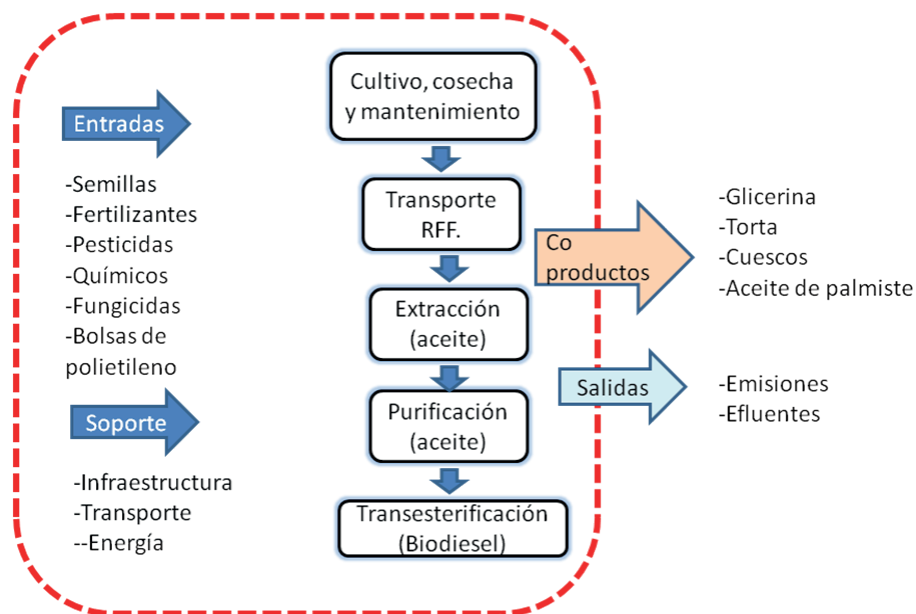


Figura 3. Etapas de producción del biodiesel.

Fuente: Césare (2014) a partir de Quispe, et.al 2009 y Grupo palma, 2014.

6.3.2.1 Etapa Agrícola

En esta etapa se consideró dos fases: la preparación de los almácigos y el mantenimiento de las plantaciones de los cultivos de palma aceitera como se explica a continuación:

- **Fase de preparación de los almácigos:** En esta fase se consideró el transporte de las semillas, por vía aérea y por vía terrestre, el gasto de diésel para la irrigación, las bolsas de polietileno para los almácigos y el uso de insecticidas, fungicidas y fertilizantes.

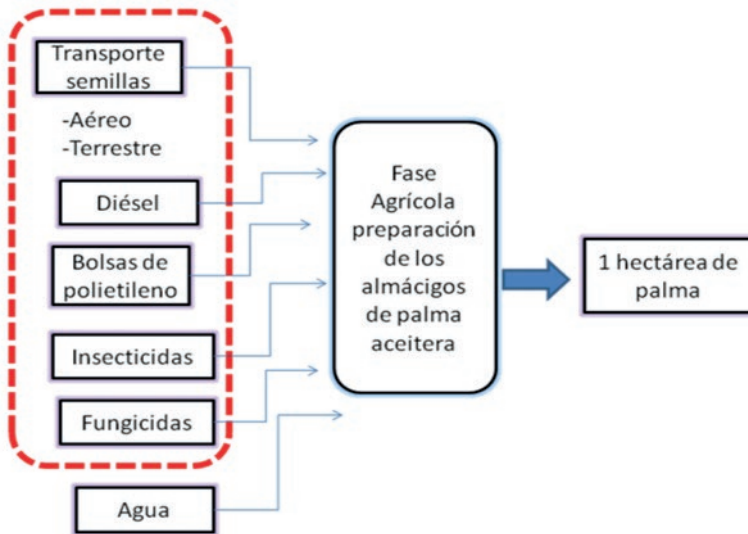


Figura 4. Límites de la fase agrícola – Preparación de los almácigos.

Fuente: Césare (2014).

- **Etapa de mantenimiento de las plantaciones de palma:** En esta etapa se ha considerado el transporte de otros fertilizantes (urea, roca fosfórica cloruro de potasio, dolomita bórax), uso de maquinarias de cultivo, insecticidas, fungicidas, herbicidas.

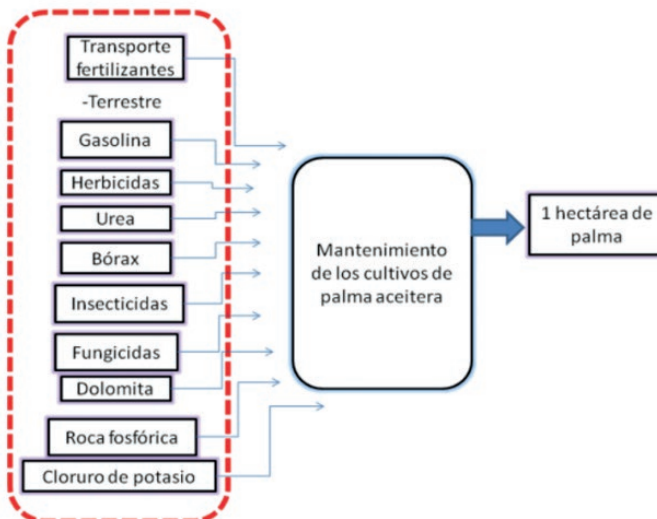


Figura 5. Límites de la fase agrícola – Mantenimiento de los cultivos de palma.

Fuente: Césare (2014).

6.3.2.2 Etapa de transporte de los racimos de fruta fresca de palma aceitera

En esta etapa solo se ha considerado el consumo de diésel.



Figura 6. Límites de la etapa de transporte de los racimos de ruta fresca de palma aceitera.

Fuente: Césare (2014).

6.3.2.3 Etapa de extracción de aceite de los racimos de fruta fresca de palma aceitera

En esta etapa sólo se ha considerado el consumo de vapor de agua y electricidad.



Figura 7. Límites de la etapa de extracción de los racimos de ruta fresca de palma aceitera.

Fuente: Césare (2014).

Para la elaboración del biodiesel, se requiere la extracción del aceite del fruto de la palma aceitera, para ello se limpia los racimos de fruto fresco de palma de los escobajos. Obteniéndose la siguiente composición: 64% está conformada por los frutos, 26% por los escobajos y un 10% la humedad (Ramírez, 2009).

Una vez limpia la fruta, esta será prensada mecánicamente para obtener el aceite de la palma. La fruta fresca presenta el 64% del 100 de los racimos de RFF de la palma, esté 64% está distribuido de la siguiente manera: un 20% de aceite, 3% de torta, 2% de aceite de palmiste, 18% de cuescos y un 21% de fibra (Ramírez, 2009).

6.3.2.4 Etapa de refinación del aceite de palma aceitera

En esta etapa sólo se ha considerado el consumo de diésel, electricidad y vapor de agua.

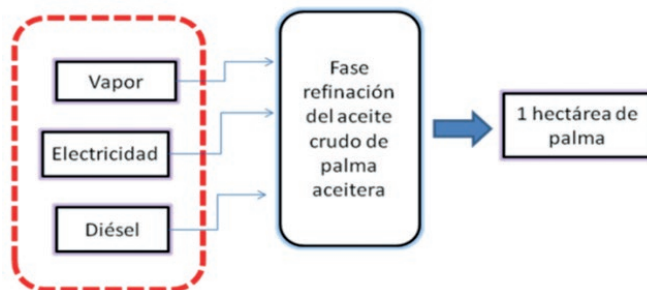


Figura 8. Límites de la etapa de refinación del aceite de palma aceitera.

Fuente: Césare (2014).

6.3.2.5 Etapa de transesterificación del aceite de palma aceitera

En la transesterificación del aceite refinado de palma se consideró el uso de metanol, catalizador (hidróxido de potasio o hidróxido de sodio), vapor de agua, el proceso se realiza en Lima por lo cual debemos considerar además el transporte del aceite hacia la ciudad de Lima como el transporte del metano y electricidad.

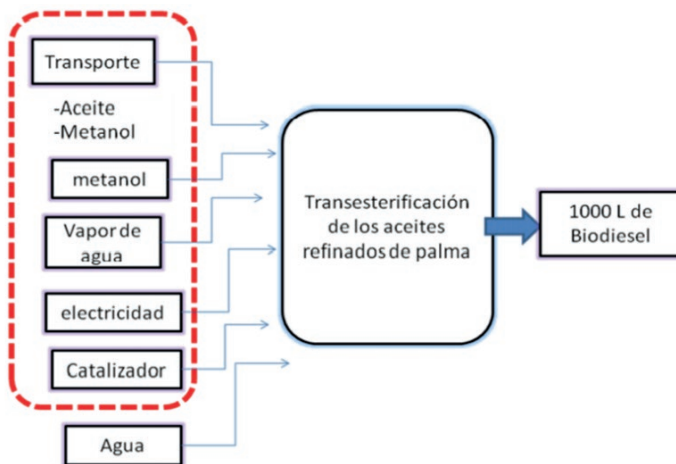


Figura 9. Límites de la etapa de transesterificación del aceite de palma aceitera.

Fuente: Césare (2014).

En la reacción de transesterificación del aceite de palma por cada 45 kg de aceite refinado se producirá 43,6 kg de biodiésel y 7,59 kg de glicerina (Césare, Castillo, Beteta, Calle & León, 2010).

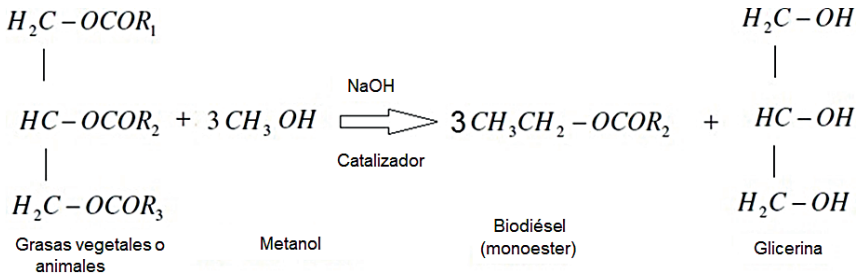


Figura 10. Reacción de transesterificación del aceite para la producción de biodiesel.

Fuente: Césare (2014).

6.3.2.6 Etapas excluidas del sistema en estudio

Para el análisis no se está considerando las cargas ambientales que se generan por la producción de la infraestructura y las maquinarias necesarias para producir el biodiesel. Ni tampoco, la etapa de transporte hacia los centros de distribución y consumidor final.

7. Datos y cálculos

Con respecto a los cultivos de palma aceitera los datos para determinar la TRE, han sido obtenidos bibliográficamente para la etapa de los cultivos y para las etapas de transporte, extracción y refinación, y los datos de transformación han sido proporcionadas por el Grupo Palma (de las zonas de cultivo como Palmahuasi) además de la bibliografía consultada. En los siguientes cuadros se muestran los gastos energéticos que implican la obtención de B100 (100% de biodiésel) de palma aceitera, en cada una de las etapas de su producción.

8. Determinación de la Tasa de retorno energético (TRE)

Para determinar la Tasa de Retorno Energético (TRE), se calculó los gastos energéticos en todas las etapas de la producción del biodiesel, como se muestra a continuación:

8.1 Etapa de cultivo de la palma aceitera

La etapa de cultivo, consta de las fases de preparación de los almácigos y el mantenimiento de las plantaciones. En la Tabla 4 se muestran los consumos de combustibles para la preparación de almácigos para 1 hectárea de cultivos palma aceitera.

Tabla 4. Consumo de combustibles: preparación de almácigos para 1 hectárea de cultivos palma aceitera.

Descripción	Unidad	Cantidad/1 ha/ 25 años	Índice de energía por unidad (MJ)	Índice de energía total (MJ)	Índice de energía total (kWh)
Vivero					
Transporte aéreo (Costa Rica/Beni - Lima)	t x km	0,001*5000	8	40	11,11
Transporte aéreo (Lima- Pucallpa/Lima-Tarapoto)	t x km	0,001*900	8	7,2	2,00
Transporte de tierra	t x km	0,001P30	2,8	0,08	0,02
Diésel (para irrigación)	L	7,15	36	257,4	71,50
Bolsas (polietileno)	kg.	2	67,8	135,6	37,67
N	kg.	0,12	87,9	10,37	2,88
P	kg.	0,1	26,4	2,67	0,74
K	kg.	0,17	10,5	1,76	0,49
Mg	kg.	no datos	no datos	0	0,00
Insecticida	kg.	0,01	245,57	2,46	0,68
Fungicida	L	0,01	245,57	2,46	0,68
Total por ha (19000 kg.)				460	128

Fuente: Bruinsma, B. (2009).

En la Tabla 5 se muestra el consumo de combustibles para plantaciones de 1 hectárea de cultivos palma aceitera, que se realiza para la fase de mantenimiento de los cultivos.

Tabla 5. Consumo de combustibles para plantaciones de 1 hectárea de los cultivos palma aceitera.

Descripción	Unidad	Cantidad/ha/ 25 años	Índice de energía por unidad (MJ)	Índice de energía total (MJ)	Índice de energía total (kWh)
Transporte (otros fertilizantes)	t x km.	20,74*30	2,80	1742,16	483,93
Gasolina (cultivador)	L	25,00	33,00	825,00	229,17
Urea	t	6,17	22400,00	138208,00	38391,11
Roca fosfórica	t	6,29	6700,00	42143,00	11706,39
Cloruro de potasio	t	6,16	900,00	5544,00	1540,00
Dolomita	t	1,79	Sin datos	0,00	0,00
Bórax	t	0,33	Sin datos	0,00	0,00
Insecticida	kg.	12,50	245,57	3069,63	852,67
Fungicida	kg.	12,50	245,57	3069,63	852,67
Herbicida	kg.	12,50	452,50	656,25	1571,18
Total por ha (19000 kg.)				200 257,66	55627

Fuente: Bruinsma (2009).

Entonces el consumo total es de 55627 kWh para cultivar una hectárea (equivalente a 19 toneladas) de palma aceitera, es decir, para 1 tonelada de biodiésel el consumo es de 2934,47 kWh.

8.2 Etapa de transporte de los racimos frutos frescos (RFF) de palma aceitera

Palma del Espino reporta que para trasladar los cultivos hacia el centro de producción se requiere 0,39 galones de diésel por cada tonelada de RFF, siendo la potencia del diésel 85,52 kWh por galón, que representa un gasto energético de 133,41 kWh por tonelada transportada (Grupo Palma, 2014).

8.3 Etapa de extracción de aceite de los racimos frutos frescos (RFF) de palma aceitera

En esta etapa, por cada hora se extrae 6,25 toneladas de aceite. Para ello se requiere usar vapor de agua (contenido energético de 520 kWh de energía) y electricidad (cuyo consumo es de 202 kWh), consumiéndose en total 115,52 kWh (Grupo Palma, 2014).

8.4 Etapa de refinación del aceite de la palma aceitera

El aceite de palma presenta gomas y mucílagos, lo cual hace que el biodiésel precipite en el motor, por lo cual se debe retirar estas gomas. Siendo el consumo de energía 201 kWh necesario para la refinación de 6,25 toneladas de aceite por hora, este valor se obtiene de la suma de los siguientes componentes: vapor de agua (equivalente a 30,97 kWh), electricidad (equivalente a 28 kWh) y diésel (85,52 kWh/galón) (Grupo Palma, 2014).

8.5 Etapa de transesterificación del aceite de la palma aceitera

En la siguiente tabla se muestran los materiales necesarios para la etapa de la transesterificación de 85,27 t de aceite por la vía del metanol con sus respectivos equivalentes energéticos kWh, obteniéndose un gasto total de 12765,58 kWh/ha, el cual es equivalente a 671,90 kWh/t.

Tabla 6. Consumo de combustibles para plantaciones de 1 hectárea de los cultivos palma aceitera.

Procesamiento del Biodiesel	Unidad	cantidad	Contenido energético (MJ)	Energía empleada (MJ)	kWh
Metanol	t	15,35	38000	583300	162027,78
Catalizador	t	1,28	19870	25433,6	7064,89
Electricidad	t	85,27	923,4	78738,32	21871,76
Vapor	t	85,27	1360	115967,2	32213,11
Transporte aceite crudo a Lima (cisterna)	t/km	89,276x800	0,8	57446,4	15957,33
Transporte de metanol	t/km	15,35x1000	0,8	12280	3411,11
Total/hectárea				45956,08	12765,58
Total/t				2418,70	671,90

Fuente: Elaborado en base a Grupo Palma. 2014 y Bruinsma, 2009.

8.6 Consumo total de energía en kWh en todas las etapas de producción del biodiésel de palma aceitera

En la Figura 8 se muestra un resumen de los gastos energéticos en todas las etapas de la producción de biodiesel, obtenemos que el consumo energético total de 3505,1 kWh por 1000 L de biodiesel producido.

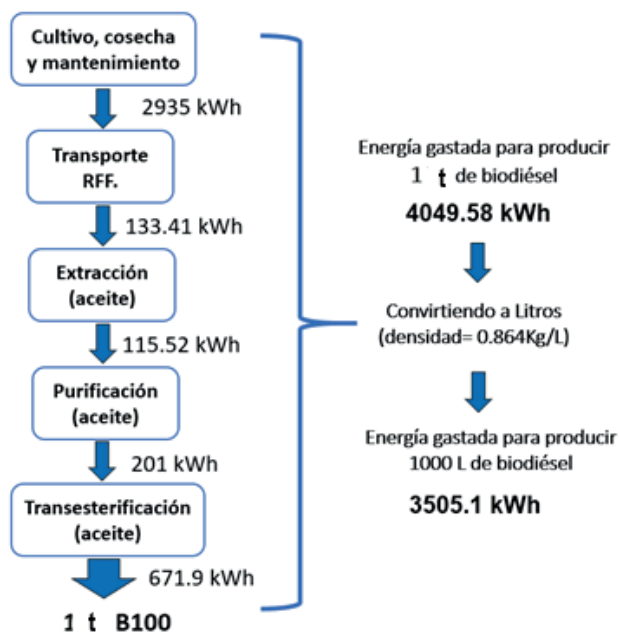


Figura 11. Vinculación de los consumos energéticos con la unidad funcional.

Fuente: Césare M.F. (2014).

8.7 Aporte energético del biodiésel

El biodiésel tiene un contenido energético de 11000 kWh/t. Sin embargo, en su elaboración se obtienen sub productos que aportan energía, como los cuescos obtenidos al extraer el fruto y cuyo contenido energético es de 309,0 kWh por lo cual es usado como combustible. La torta es obtenida en la extracción del aceite y cuyo contenido energético es de 186,6 kWh. El aceite de palmiste que tiene un contenido energético de 206,3 kWh. Finalmente, en el proceso de la transesterificación se obtiene glicerina cuyo contenido energético es de 59,6 kWh/t. Sumando un total de 14127,68 kWh de energía útil (Tabla 6). La suma de todos los gastos energéticos para obtener una tonelada de biodiesel es de 4049,58 kWh (3505,1 kwh /1000 L de biodiésel) y la energía útil aportada de una tonelada de biodiésel es de 11761,50 kWh (10161,94 kwh /1000 L de biodiésel) con estos valores se determinó la Tasa de Retorno Energético (TRE) que para los cultivos de la palma aceitera en la región San Martín es de 2,9., lo cual es bastante distante a lo obtenido por el ILCA (2007),

que considera una TRE de 9, esto se podría explicar a que no han considerado los gastos energéticos de la etapa de cultivo de la palma aceitera (almácigos y mantenimiento) que representa el mayor porcentaje del consumo energético (2935kWh) como se muestra en este trabajo.

Tabla 7. Aporte energético útil del biodiesel de palma aceitera.

Energía proporcionada por 1 Tn de biodiesel		
Productos/subproductos	Kg	kWh
Biodiesel	1000,0	11000
Cuesco	137,0	309,0
Torta	228,0	186,6
Aceite de palmiste	152,0	206,3
Glicerina	174,1	59,6
Total		11761,50
TRE	2,90	

Fuente: Césare, M.F. (2014) a partir de Silva, E. 2007.

9. Conclusiones

El biodiesel de palma aceitera, presento un valor de TRE de 2,9, lo que significa que se invierte 1 kWh de energía para obtener 2,9 kWh veces de la energía invertida, que, en términos energéticos, significa que el biodiesel de palma aceitera es un buen sustituto de combustibles fósiles Sánchez y Orrego (2008). Sin embargo, este valor es aproximado dado que no se consideró la infraestructura de transformación y captación de la energía los cuales son de carácter no renovable.

10. Agradecimiento

Al Ing. Juan Carlos Sánchez Zapata de la empresa Palma del Espino, por su valiosa colaboración de datos de transformación del aceite de palma aceitera del biodiesel.

11. Referencias

- Ballenilla M., Ballenilla F. (2007). La Tasa de Retorno Energético. *El Ecologista*, nº 55, invierno 2007/2008.
- Bruinsma, B. (2009). *Producción de biodiesel de palma aceitera y Jatropha curca en la amazona del Perú y el impacto para la sostenibilidad*. Open Universiteit Nederland.
- Césare, M.F., Castillo, L., Beteta V., Calle J., León J. (2010). *Evaluación de la purificación de biodiésel en la etapa final de producción*. Sociedad Química del Perú. ISSN 1810-634X vol. 76 N°1.

- Césare M.F. (2014). *Estimación de las superficies necesarias para producir biocombustibles a partir del cultivo de palma aceitera y Jatropha curca para satisfacer la demanda energética del transporte de la región San Martín - Perú*. Proyecto fin de Master para optar el grado de: Master en Desarrollo Economico y Sostenibilidad. Universidad Pablo de Olavide. Sevilla – España.
- CIRAD (Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique Pour le Développement. (S/F). La Palma aceitera, cultivo del futuro *Elaeis guineensis*. Recuperado de: https://www.diplomatie.gouv.fr/IMG/pdf/Depliant_en_espagnol.pdf
- Fairhurst, T., Hårdter, R. (2003). Oil Palm: Management for Large and Sustainable Yields. In: *El International Plant Nutrition Institute*. Trad, español, por E. Maldonado, F. Maldonado, R. Jaramillo. Medellín, Colombia. 404 p.
- GOESAM (Gobierno Regional de San Martín). (2015). Actualización de la Política Energética del Departamento de San Martín 2015-2030. Dirección Regional de Energía y Minas. Recuperado de: <https://www.regionsanmartin.gob.pe/OriArc.pdf?id=67670>.
- GOESAM (Gobierno Regional de San Martín). (2006). Estrategia regional de la diversidad biológica. Recuperado de: http://www.concytec.gob.pe/portal/sinacyt/images/stories/corcytecs/sanmartin/erdb_sanmartn.pdf.
- IICA (Instituto Iberoamericano de Cooperación para la Agricultura) (2007). *Atlas de la Agroenergía y los biocombustibles en las Américas: I. Etanol / IICA*. San José. <http://repositorio.iica.int/handle/11324/7648>.
- ISO 14040. (2006). Organización Internacional para la Estandarización. ISO 14040:2006(es) Gestión ambiental - Análisis del ciclo de vida - Principios y marco de referencia. Recuperado: <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es>.
- Lam, M., Tan, K., Lee, K. and Mohamed, A. (2009). Malaysian palm oil: Surviving the food versus fuel dispute for a sustainable future. *Renew. Sust. Energy Rev.* 13:1456-1464. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.09.009>
- Lede, S. (2007). *Los biocombustibles*. Consejo Argentino para la información y el desarrollo de la Biotecnología. Argentina. Recuperado de: <http://www.argenbio.org/adc/uploads/pdf/biocombustibles.pdf>.
- Ley de Promoción del Mercado de Biocombustibles. (2005). Ley n° 28054. Recuperado de: [http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/9E95620CC059138105257C9E005AB2F9/\\$FILE/28054.pdf](http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/9E95620CC059138105257C9E005AB2F9/$FILE/28054.pdf).
- Llosa, J. (2010). Caña Brava. Reportaje Canal N. Recuperado el 14 de julio del 2013, de http://www.xn--caabrava-e3a.com.pe/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=52&Itemid=76.
- Mingorance, F., Minelli, F., Le Du, H. (2004). *El cultivo de la Palma Africana en el Chocó. Legalidad Ambiental, territorial y Derechos Humanos*. Human Rights Everywhere. Diócesis de Quibdó.
- Monde, A., Michel, F., Carbonneau, M., Tiahou, G., Vernet, M., Eymard-Duvernay, S., Badiou, S., Adon, B., Konan, E., Sess, D., Cristol, J. (2009). Comparative study of fatty acid composition, vitamin E and carotenoid contents of palm oils from four varieties of oil palm from Côte d'Ivoire. *J. Sci. Food Agr.* 89, 2535-2540. <https://doi.org/10.1002/jsfa.3740>

- MTC (Ministerio de Transporte y Comunicaciones). (2005). Plan Intermodal de Transportes del Perú - Ministerio de Transportes y Comunicaciones/OGPP Informe Final - Parte 2, Capítulo 5. Consorcio BCEOM-GMI-WSA. Recuperado el 1 de junio del 2012, de http://www.mtc.gob.pe/portal/logypro/plan_intermodal/Parte2/Capitulos/Cap_5_Proyecciones_de_la_Demanda.pdf.
- Nuestros Derechos. (14 septiembre, 2020). ¿La pandemia redujo la deforestación en la región San Martín en el 2020? Recuperado de: <https://nuestrosderechos.pe/la-pandemia-redujo-la-deforestacion-en-la-region-san-martin-en-el-2020/>.
- Ocrosona, R. (2008). Situación y perspectiva de los biocombustibles en el Perú. Instituto Interamericano de Cooperación para la agricultura. Recuperado el 20 de junio del 2014, de <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A5218E/A5218E.pdf>.
- Quispe, I., Yearwood, J., Duni, A., Chirinos, L., Matos K. (2009). *Análisis Ciclo de vida de los biocombustibles de Perú*. Red Peruana de ciclo de vida. Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Ramírez, M. (2008). *Cultivos para la producción sostenibles de biocombustibles. Una alternativa para la generación de empleos e ingresos* Recuperado el 12 de junio del 2014, de <https://bibalex.org/baifa/en/resources/document/289330>.
- Raygada, R.Z. (2005). *Manual técnico para el cultivo de la palma aceitera*. Impresión: Asociación de Promoción Agraria. Perú. 106 p.
- Reaño, G. (24 de marzo, 2018). San Martín ordena su territorio para salvar sus bosques - Perú. Recuperado de: <https://es.mongabay.com/2018/03/peru-san-martin-zonificacion-forestal-bosques/>.
- Roig, S. (14 de mayo 2017). El lado oscuro del aceite de palma. Recuperado de: <https://wsimag.com/es/economia-y-politica/25911-el-lado-oscuro-del-aceite-de-palma>
- Salas, I., Islas, I., Muñoz, C. (2008). Elementos de sustentabilidad en la producción de biocombustibles: la certificación como instrumento de política ambiental. Recuperado el 15 de abril de 2012, de http://www.ine.gob.mx/descargas/dgipea/sutentabilidad_biocombustibles.pdf.
- Sánchez, F., Orrego, R. 2007. *Promoción del mercado de biocombustibles en el Perú*. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). 106 pp.
- Silva, E., Da Costa, R., Yáñez, E., Andrade, E. (2007). El balance energético en la producción de biodiesel de aceite de palma - dos estudios de caso: Brasil y Colombia. *Palmas Vol. 28* No. Especial, Tomo 2, 2007.
- SPDE (Sociedad Peruana de Ecodesarrollo). (24 de junio, 2020). Monitoreo de la distribución del cultivo de palma aceitera al 2017. Recuperado de: <https://spdecodesarrollo.org/2020/06/monitoreo-de-la-distribucion-del-cultivo-de-palma-aceitera-al-2017/>.
- Szydłowska-Czerniak, A., Trokowski, K., Karlovits, G. and Sztyk, E. (2011). Effect of refining processes on antioxidant capacity, total contents of phenolics and carotenoids in palm oils. *Food Chem.* 129:1187-1192. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2011.05.101>
- Torres, A. (2013). San Martín: aumenta la superficie de piñón blanco. Recuperado de: <https://agraria.pe/noticias/san-martin-aumenta-la-superficie-de-pinon-blanco-4337>.

Huella de carbono y EROI de madera de *Pinus taeda*

Leonidas Carrasco-Letelier^{1*}, Fernando Resquín²,
Cecilia Rachid-Casnati²

¹Programa de Producción y Sustentabilidad Ambiental, INIA.

²Programa de Producción Forestal, INIA.

*Autor para correspondencia: lcarrasco@inia.org.uy

1. Introducción

En general, el desarrollo de biocombustibles se asume como una alternativa sostenible en sí misma pero en realidad eso es real cuando se ha comprobado. Las dimensiones ambientales que se deben considerar en una definición de la sostenibilidad son múltiples (Rockström et al., 2009) para cualquier cadena de producción agropecuaria. Además, en el caso de cadenas de producción de biomasa y/o biocombustibles a esto se le agrega lograr una rentabilidad energética mínima lo que implica producir más energía que la energía fósil consumida (EROI) (Brandt et al., 2015; Hall et al., 2008; Hill et al., 2006). De esta manera, una cadena de producción de biomasa y/o biocombustibles requiere, al menos, un EROI total superior a 2. De lo contrario, será más eficiente el uso del combustible fósil que el biocombustible/biomasa que se plantea como alternativa.

Como segundo requerimiento se agrega que la cadena de producción de biocombustibles debe tener una huella de carbono (HdeC) inferior a la HdeC del combustible fósil que se propone reemplazar. Un objetivo de sostenibilidad definido por la Unión Europea (2009).

La optimización de la fase de cultivo - de una cadena agroindustrial de biomasa y/o biocombustibles - es la etapa donde se logra el mayor valor de EROI de la cadena. El EROI de la eficiencia en la captura de la energía solar en la biomasa, luego solo puede ser reducir. Luego de esto, cualquier transformación de la biomasa solo disipa la energía capturada y por lo tanto reduce el EROI final. Si se considera que cualquier proceso de transformación bioquímica (ej. fermentación) o de procesamiento químico (ej. destilación, deshidratación) existen consumos de energía (ej. elevamiento de la temperatura para incubaciones, destilaciones, producción de enzimas). Por lo cual, el

cultivo y su gestión definen que EROI máximo se podrá lograr y las fases de conversión solo lo reducirán, en algunos casos hasta niveles de EROI desfavorables. Como se encontró en la exploración de biomásas potenciales para biocombustibles para Uruguay (Carrasco-Letelier et al., 2013). Estos autores determinaron: (i) la fase de conversión podría reducir drásticamente el EROI final del proceso (ej. uso de boniato para generación de etanol) y (ii) utilizando diseños de producción de biomasa optimizados para productos no energéticos (ej. forestación para celulosa) no se logró un EROI adecuado para una biorefinería. En este mismo sentido, si la biomasa se usara con procesos de conversión pirolíticos, con fases exotérmicas, se podría reducir la pérdida de EROI en la conversión de la biomasa; pero es de alta relevancia – nuevamente – el diseño del cultivo; ya que los productos de la pirólisis dependen de las concentraciones de potasio en la biomasa. Asunto que en el caso forestal demanda un diseño de cultivo ya que Resquin et al. (2020) encontraron que los niveles de potasio en la madera cambian con las especies, el suelo usado y la densidad, al menos para *Eucalyptus*.

En el caso de la HdeC, las emisiones de gases con efecto invernadero del sistema deberían considerar tres niveles en el cálculo: (i) las emisiones directas *in situ* (nivel 1), bajo el control de la gestión del proceso; (ii) las emisiones vinculadas a la energía eléctrica utilizada (nivel 2); y (iii) el resto de las emisiones no cubiertas por los niveles anteriores, asociadas a la síntesis de los insumos (ej. fertilizantes, pesticidas) y maquinarias (ISO, 2018a, 2018b, 2013). En relación al secuestro de carbono, este puede ser considerado de diferentes maneras. La norma ISO 14067 sugiere informar el secuestro en forma separada (ISO, 2018a). GHG Protocol, en cambio, incluye el secuestro en el balance final y PAS 2050 considera el secuestro logrado en 100 años (García and Freire, 2014; Pandey and Agrawal, 2014; Wang et al., 2018). Para Uruguay, la forestación para madera aserrable posee un secuestro neto en la madera aserrable cosechada. En el caso de la forestación para pulpa de celulosa, dado que el papel no posee una vida media relevante en un periodo de 100 años y su destino final puede ser un relleno sanitario, el CO₂ capturado del aire, en el mejor escenario regresaría a la atmósfera como CO₂, y/o, en el peor escenario, como metano (si se degrada en forma anaeróbica en el relleno sanitario). Por otro lado, respecto al secuestro de carbono que podría aportar la biomasa de la raíz de los árboles, aun no se puede considerar, porque no existe una forma de cálculo validada del volumen y tasa de secuestro de carbono por los suelos.

En el marco del estudio de uso de biomásas forestales para su uso en una biorefinería, con el propósito de desarrollar biocombustibles, el *Pinus taeda* en Uruguay se presenta como una especie de interés dada la extensa superficie plantada y la falta de consumo de esta biomasa por el mercado local. Para evaluar la factibilidad del uso de esta biomasa en una biorefinería se estimó de la HdeC de la producción por 1 m³ de madera y el EROI respectivo de la biomasa desarrollada sobre suelos del grupo CONEAT 7 (zona Noreste, Uruguay).

2. Materiales y Métodos

2.1 Cálculo de la HdeC

El estudio consideró como unidad funcional un metro cúbico de madera cosechada. El alcance consideró desde el origen de los insumos y maquinarias hasta la entrega de la madera en la puerta de una planta de procesamiento, que se asumió localizada a 50 km del sitio de cosecha. La estimación de la HdeC incluyó todas las actividades e insumos que se asumieron superiores al 1% de la HdeC global. Considerando todas actividades e insumos de la gestión del desarrollo del cultivo y cosecha, energía eléctrica consumida y cadena de suministros.

El inventario de ciclo de vida se desarrolló mediante entrevistas a empresas forestales locales. La información faltante se completó con información publicada en estadísticas nacionales o revistas internacionales. El inventario fue transferido al software OpenLCA (GreenDelta, 2014) y modelado con la base de datos Agribalyse. La evaluación del impacto de este inventario usó los coeficientes de impacto de calentamiento global potencia del IPCC 2013 (Allen et al., 2014) para un periodo de 100 años. Para las emisiones de CO₂ por combustión de petróleo y nafta se usaron los factores de cálculo de Berg (1997), por no existir datos nacionales. Las emisiones de NO_x no fueron contabilizadas por información cuantificada para la forestación de Uruguay.

El CO₂ fijado en la biomasa de las raíces no fue considerado, por no existir información nacional validada. Además, usar coeficientes extranjeros podría distorsionar el cálculo, dado que no se ha estudiado cuanto del carbono fijado sería humificado y su vida media en suelos de textura liviana (franco arenosa, en muchos casos).

2.2 Cálculo del EROI

La estimación del EROI consideró el mismo alcance usado en la estimación de la HdeC y todos los niveles de gerenciamiento de las actividades (directo, energía eléctrica consumida, cadenas de suministros). La unidad de trabajo usada fue megajoules generados por megajoules consumidos (MJ/MJ). Los insumos, productos y maquinarias del inventario de ciclo de vida de la estimación de la HdeC fueron transformados en megajoules por cada unidad (hectárea y metro cúbico). Para la estimación de la energía potencial producida se consideró la densidad de la madera de 400 kg/m³ y un poder calorífico de 21,3 MJ por kilo de madera cosechada de acuerdo a PROBIO (2015) (Tabla 1).

2.3 Zona de estudio

Las plantaciones evaluadas se encuentran en la región noreste del Uruguay con rotaciones cada 25 años en los departamentos de Tacuarembó y Rivera. Los suelos del sitio de Tacuarembó (grupo CONEAT 7.32) son del tipo luvisoles. El clima de la zona corresponde al tipo subtropical templado, con una temperatura media anual de 18°C en un rango anual de 12 – 24°C y una precipitación anual de 1400 mm.

2.4 Sistema de producción

Las plantaciones de *Pinus taeda* estudiadas se realizan con una densidad inicial promedio de 1200 árboles por hectárea con plantas de vivero. Este cultivo es raleado tres

veces en los años 3, 12 y 17; para finalmente ser cosechado el año 25 (Tabla 2). Los volúmenes de madera cosechada y residuos lignocelulósicos generados fueron estimados en base a simulaciones realizadas con modelos desarrollados por INIA (Rachid-Casnati et al., 2019), y se resumen en la Tabla 2. La información inicial para dicha simulación fue el promedio para la región, según la base de datos del Programa Forestal de INIA. Los residuos considerados, fueron únicamente los provenientes de madera del fuste sin corteza comprendidas entre 23 y 6 cm de diámetro, considerando las trozas que no son utilizadas por la industria de aserrío local.

Las operaciones consideradas en el estudio se indican en la Tabla 3.

Tabla 1. factores de conversión de consumos y sus respectivos valores de energía.

Consumos	Unidades		Factor de conversión	
Combustible	L	38,6	MJ /unit	(Ulbanere and Ferreira, 1989)
Fertilizantes	kg	28,52	MJ /unit	(Ferraro Júnior, 1999)
Herbicidas	L	327	MJ /unit	(Pimentel, 1980)
Maquinaria	kg	68,9	MJ /unit	(Ulbanere and Ferreira, 1989)
Lubricantes	L	38,6	MJ /unit	(Ulbanere and Ferreira, 1989)
Vivero	unit	0,8	MJ /unit	(de Oliveira Júnior et al., 2006)
Hormiguicida	kg	184,7	MJ /unit	(Pimentel, 1980)
Electricidad	kWh	3,6	MJ	
Liquid petroleum gas	kg	30,33	MJ	(Nagy, 1999)
Gasolina	L	39,61	MJ	(Nagy, 1999)
Glifosato	kg	476	MJ	(Heller et al., 2003)
N	kg	51,47	MJ	(Hill et al., 2006)
P	kg	9,17	MJ	(Hill et al., 2006)
K	kg	5,96	MJ	(Hill et al., 2006)
Sulfato de amonio	kg	1,12	MJ	(Nagy, 1999)
Urea	kg	75,63	MJ	(Nagy, 1999)
Insecticida	kg	325	MJ	(Hill et al., 2006)
Madera de Pino	kg	21,3	MJ	(PROBIO, 2015)

Tabla 2. Volúmenes de madera considerados para el cálculo de la HdeC de rolos *Pinus taeda*.

	Año	Árboles/ha	árboles cosechados	Rolos (m ³ /ha)	Residuos (m ³ /ha)
Plantación inicial	0	1200			
Raleo precomercial	3	1100	300	2,5	6,8
1er raleo comercial	12	800	300	6,2	86,1
2do raleo comercial	17	500	200	82,0	93,8
Tala rasa	25	300	300	322	92,7

Tabla 3. Operaciones forestales consideradas en el inventario de ciclo de vida de rolos *Pinus taeda*.

Silvicultura	Cosechas	Transporte	Operaciones de mantención
Preparación de campo	Raleo pre-comercial	En camión por rutas nacionales	Producción de plantines
Siembra	1er raleo comercial		Traslado de plantines a campo*
Fertilización	2do raleo comercial		Construcción de caminos forestales*
Control de hormigas	Cosecha		Movimiento de maquinaria entre sitios *
Control de malezas			Transporte del personal *

* operaciones no consideradas en este inventario.

El inventario del vivero fue tomado de Heller et al. (2003), por la ausencia de datos nacionales publicados, y simulado con la base de datos de Agribalyse.

3. Resultados

3.1 Inventario de ciclo de vida

El inventario de ciclo de vida consideró los insumos y operaciones indicadas en la Tabla 4. Las fases con mayor escasez de información local fueron: (a) vivero forestal; (b) raleo pre-comercial; (c) primer raleo comercial; (d) preparación del suelo y (e) plantación, con un déficit del 100, 75, 34, 29 y 23 %, respectivamente. En las fases de campo la información sobre la maquinaria no se logró obtener con el detalle adecuado (marca, modelo, peso, consumos).

Tabla 4. inventario de ciclo de vida usado en el cálculo de la HdeC de rolos de madera de *Pinus taeda*.

Fases	Operaciones/insumos	Información nacional
Vivero forestal	diesel	0%
	electricidad	
	película plástica	
	calentor basado en butano	
	fertilizante nitrogenado	
	cambio de uso del suelo	
	polietileno de baja densidad	
	polietileno de alta densidad	
	granulado de poliestireno	
	residuos de polietileno extruido	

(Tabla 4 continúa en la página siguiente)

(Tabla 4 continúa de la página anterior)

Fases	Operaciones/insumos	Información nacional		
Preparación del suelo	<u>Control de hormigas</u> insecticida (Fipronil) Tractor (60kW, 80HP, 3683 kg)	71 %		
	<u>1er laboreo con excéntrica</u> Disquera para limpiar la fila Tractor (54kW, 75HP, 3240 kg)			
	<u>2do laboreo con excéntrica</u> Tractor (54kW, 75HP, 3240 kg)			
	<u>3er laboreo con excéntrica</u> Subsolador Fertilizante NPK 18/46/0 Tractor (54kW, 75HP, 3240 kg)			
	<u>Control de malezas</u> Herbicida (Oxfluorfen) Combustible por operación del tractores			

	Plantación		Fertilizante NPK 18/46/0 <u>Control de malezas</u> Herbicida (Glyphosate) 7:6 m boom sprayer 670 kg Tractor (37kW, 50HP, 2572 kg)	77 %
			<u>Control de hormigas</u> Insecticida (Fipronil) Tractor(54kW, 3240 kg)	
			<u>Post-siembra</u> 2 controles de malezas (en el mismo semestre) Herbicida (Glyphosate) Tractor(54kW, 3240 kg)	
			<u>Control de hormigas</u> Insecticida (Fipronil) Tractor(54kW, 3240 kg) Combustible por operación del tractores	

Raleo pre-comercial		<u>Raleo</u> Motosierra Cilindrada 50 cc combustible mezcla 50:1 Lubricante	25 %	
		<u>Podas</u> serrucho cola de zorro desbrozadora escaleras		

(Tabla 4 continúa en la página siguiente)

(Tabla 4 continúa de la página anterior)

Fases	Operaciones/insumos	Información nacional
1er raleo comercial	<u>Raleo</u>	66%
	Motosierra Cilindrada 50 cc	
	combustible mezcla 50:1	
	Lubricante	
	<u>Transporte</u>	
2do raleo comercial	Grapo EcoLog 574F 20000kg	100%
	Camión Volvo 400 viaja a 80 km/h	
	Combustible	
	<u>Raleo</u>	
	Feller Tigercat 720	
Cosecha	<u>1 cosechadora y dos forwarders</u>	100%
	Forwarder	
	<u>Transporte</u>	
	Grapo EcoLog 574F	
	Camión Volvo 400 viaja a 80 km/h	
	Combustible	

3.2 Huella de carbono

La huella de carbono del metro cúbico de madera fue estimado en 0,69 kg CO_{2,eq} por metro cúbico por año, para el cultivo de 25 años de *Pinus taeda*, en un marco de 100 años. El 95,1% de los aportes de gases de efecto invernadero (0,69 kg CO_{2,eq}/m³-año) serían producidos por: la cosecha forestal, el segundo raleo y la preparación del suelo, aportando el 52,7%, 26,3% y 16,1 % de la huella, respectivamente (Tabla 5).

Si se considera que además de la cosecha de 413 m³ de rolos se agregan 140 m³ de residuos forestales, la huella descendería a 0,51 kg CO_{2,eq}/m³-año. Donde el 95,1 % de los aportes de gases de efecto invernadero serían la cosecha forestal, el segundo raleo y la preparación del suelo sin alterar la participación del aporte de las diferentes fases del cultivo (Tabla 6).

Tabla 5. Calentamiento global potencial a 100 años (kilogramos de CO₂ equivalente por metro cúbico de madera producida por año) considerando la cosecha de 413 m³ de madera en un cultivo de 25 años de *Pinus taeda*.

Contribución	Procesos	kg CO ₂ _{eq} /m ³ /año
%	<i>Madera sólida pino</i>	0,69
52,68	<i>Cosecha forestal</i>	0,36
	Cosechadora	0,12
	Combustible consumido (gasoil)	0,09
	Camión de transporte	0,06
26,32	<i>2do raleo</i>	0,18
	Cosechadora	0,04
	Combustible consumido (gasoil)	0,02
	Camión de transporte	0,01
16,12	<i>Preparación del suelo</i>	0,11
	Fertilizante	0,03
	Combustible	0,01
	Glifosato	0,02
2,41	<i>Raleo pre-comercial</i>	0,016
	lubricante	0,006
	Nafta motor de 2 tiempos	0,002
	Camión de transporte	0,001
1,52	<i>1er raleo comercial</i>	0,010
	Grapo para carga	0,009
	Camión de transporte	0,0012
	Combustible	0,0005
0,82	<i>Vivero forestal</i>	0,006
	Combustible de camión	0,002
	Energía eléctrica	0,002
	Fertilizantes	0,001
0,13	<i>Plantación</i>	0,0091

Tabla 6. Calentamiento global potencial a 100 años (kilogramos de CO₂ equivalente por metro cúbico de madera producida por año) considerando la cosecha de 413 m³ de madera y 140 m³ de madera no comercial** de un cultivo de 25 años de *Pinus taeda*.

Contribución	Procesos	kg CO ₂ _{eq} /m ³ /año
%	Madera solida pino	0,51
52,68	Cosecha forestal	0,27
	Cosechadora	0,09
	Combustible consumido (gasoil)	0,07
	Camión de transporte	0,04
26,31	2do raleo	0,14
	Cosechadora	0,03
	Combustible consumido (gasoil)	0,01
	Camión de transporte	0,01
	Forwarder	0,01
16,12	Preparación del suelo	0,08
	Fertilizante	0,02
	Combustible	0,007
	Glifosato	0,009
	Tractor	0,002
2,42	Raleo pre-comercial	0,01
	lubricante	0,004
	Nafta motor de 2 tiempos	0,002
	Camión de transporte	0,002
1,52	1er raleo comercial	0,008
	Grapo para carga	0,007
	Camión de transporte	0,0008
	Combustible	0,0003
0,82	Vivero forestal*	0,004
	Combustible de camión	0,001
	Energía eléctrica	0,001
	Fertilizantes	0,0006
0,13	Plantación	0,0007

* los valores del inventario fueron tomados de Heller et al. (2003) por la ausencia de datos nacionales publicados.

** porción del fuste sin corteza comprendida entre 23 y 6 cm de diámetro.

3.3 EROI

El EROI del sistema considerando como producto la madera cosechada (trozas con un diámetro superior a 23 cm de diámetro sin corteza en punta fina), proporciona una rentabilidad de 22,5 MJ/MJ al final de los 25 años de cultivo, lo cual corresponde anualmente a 0,9 MJ/MJ. Cuando, como parte de la biomasa cosechada se agrega el 50% de los residuos forestales (rolos entre 23 y 6 cm de diámetro), el EROI se eleva a 30,1 MJ/MJ para los 25 años, lo cual corresponde a 1,2 MJ/MJ de EROI anualizado (Tabla 7). Las etapas que explican el 90% del consumo de energía correspondieron a: cosecha, 2do raleo y plantación, con una participación del 63%, 15% y 12% respectivamente. Los insumos, combustible y pesticidas representan más del 90 % del consumo en las fases de preparación de suelos, plantación y raleo pre-comercial. Durante el primer y segundo raleo comercial y cosecha, el 90% de los consumos se debieron a combustible y maquinaria utilizada. El vivero presentó un patrón de consumo de energía específico, donde el 90 % del consumo se explica por la energía eléctrica y combustible fósil.

Tabla 7. Consumos de energía expresados en megajoules para cada fase y grupo de insumos de las diferentes etapas de producción de madera de pino. Los rendimientos de energía se estimaron a partir de la biomasa.

	Vivero*	Preparación de suelo	Plantación	raleo precomercial	1er raleo	2do raleo	Cosecha	Total	EROI	EROI /año
Combustible	44	7400	2964	2922	0	13909	68707	95957		
Electricidad	37							37		
Pesticidas	0	2600	14968					17548		
Fertilizantes	6	123,2	219					348		
Maquinaria agrícola	0	359,0	145	160	1194	9881	30647	42386		
Energía invertida total	87	10500	18296	3082	1545	23790	99354	156627		
Energía producida total (trozas)				21610	52824	698640	2744292	3517366	22,5	0,90
(trozas + 50% residuos)				50423	419610	1098228	3139194	4707455	30,2	1,20

*Los valores del inventario fueron tomados de Heller et al. (2003) por la ausencia de datos nacionales publicados.

Tabla 8. Valores de huellas de carbono publicadas para maderas de pino y los resultados de este trabajo.

Especie	kg CO ₂ _{eq} /m ³ ·yr	IMA m ³ /ha	País	Referencia
<i>Pinus taeda</i>	0,69	19 mediana 26 máximo	UY	este trabajo
Eucalyptus	1,22	28	UY	(Rachid-Casnati et al., 2021)
Scots pine	2,8 – 3,5	6,2	Suecia	(Berg, 1997)
Scots pine	4,2 – 4,4	6,2	Suecia	(Berg, 1997)
Scots pine	4,15 – 5,14	6,2	Suecia	(Berg, 1997)
Scots pine	10,6		Suecia	(Berg and Karjalainen, 2003)
Scots pine	7 - 10		Suecia	(Berg and Lindholm, 2005)

4. Discusión

El inventario desarrollado de la cadena de producción presentó carencias de estadísticas de consumos superiores al 50% las fases de vivero y raleo pre-comercial (Tabla 4). Sin embargo, estas fases parecen no ser relevantes, dado que no representan más del 3% de la HdeC total (Tabla 4 y 5) y menos del 2% de la energía consumida (Tabla 7). En este sentido se puede asumir que las deficiencias en el relevamiento de datos no afectan significativamente la estimación.

Los valores de HdeC son inferiores a otros reportes publicados para madera de pino (Tabla 7). Dicho resultado puede deberse a: (i) la tasa de crecimiento del pino en Uruguay y (ii) la subestimación de la huella, debido a que la base de datos usada (Agribalyse) posee una profundidad y cobertura menor de la base de datos usada con más frecuencia (i.e. Ecoinvent) para estimar huellas. Por otro lado, esta estimación va en la misma dirección que la huella determinada de 1,22 kg CO₂_{eq}/m³·yr para Eucalyptus por Rachid-Casnati et al. (2021), sin considerar el secuestro de carbono por raíces.

El estudio del secuestro de carbono en áreas forestadas es un tema muy relevante (Unwin and Kriedemann, 2000), llegando incluso a valoraciones de forestaciones urbanas (Sharma et al., 2020). Pero a diferencia de los cultivos agrícolas anuales (Yagasaki and Shirato, 2014), las consideraciones sobre que aportes dejan las raíces y como se debería contabilizar no es un tema claramente definido (Gorissen and de Visser, 2004). Estimar el secuestro potencial en la raíz, qué fracción será secuestrada por el suelo y se mantendrá por un siglo, es un tema por resolver aún en Uruguay.

Barker et al. (1995) plantean que el secuestro potencial está limitado por la región y la zona climática. Turner et al. (1993) describen valores de 30-180 t C/ha en la biomasa de bosques templados, que descienden a 10-45 t C/ha para cultivos forestales. En la medida que se logre profundizar en la magnitud de la biomasa de las raíces y la fracción que sería secuestrada como carbono orgánico del suelo, la HdeC podría ser mucho menor a lo estimado en este trabajo o incluso negativa. Sin embargo, la capacidad de secuestro de carbono no es infinita, su límite natural esta dado por el clima y la textura de los suelos y en casos como el estudiado, la textura arenosa no debería tener una gran tasa de humificación. Por

lo que, se podría esperar que los excedentes de materia orgánica se mineralizaran directamente en los suelos o en los cuerpos de agua, cuando las fracciones de materia orgánica fracturada sean arrastradas por la escorrentía.

Este valor bajo de HdeC ofrece una ventaja comparativa para el uso de esta madera en procesos de conversión industrial que eleven la HdeC. En este sentido, se ha informado que en la producción de MDF, la fase industrial puede emitir magnitudes próximas a 450 kg CO_{2,eq}/m³ para condiciones donde la producción biomasa podría estar secuestrando valores similares o superiores, dependiendo de la forma de cuantificación de la HdeC (García y Freire, 2014). Wang et al. (2018) plantean algo similar resaltando la importancia de considerar el carbono biogénico el cual no fue considerado en este estudio por la ausencia de datos locales. Pero aún sin la contabilización de este secuestro de carbono potencial, el valor estimado es muy favorable si se compara con la HdeC de maderas procesadas informadas para abedul (7 a 2 kg CO_{2,eq} kg producto, Liao et al., 2020), MDF de *Eucalyptus* y pino (188 kg CO_{2,eq}/m³; García and Freire, 2014) y la necesidad de lograr una HdeC un 60% inferior a la HdeC del combustible de referencia (83 kg CO_{2,eq} GJ⁻¹, European Union, 2009).

En términos del EROI la rentabilidad energética no se logró, el valor obtenido está muy próximo a 1, aun usando el 50% de la madera no comercial. Si se considera que la rentabilidad energética de conversión vía fermentación puede reducir aún más el EROI final como ocurre con *Eucalyptus* (Rachid-Casnati et al., 2021); esta estrategia de cultivo de pino no sería rentable para su uso en el desarrollo de biocombustibles. Para resolver esta limitación solo puede considerarse un cultivo alternativo de pino (especie, edad, densidad de plantación) o reducir las operaciones de raleo para reducir las fuentes de consumo de energía y/o usar una fase de conversión de biomasa con bajo consumo de energía fósil.

5. Conclusiones

- El valor de la HdeC de pino correspondería a 0,69 kg CO_{2,eq}/m³/a, sin considerar el secuestro de carbono.
- Los mayores aportes serían dados por las operaciones de cosecha, segundo raleo y preparación del suelo.
- El EROI del sistema evaluado es muy próximo a 1 por lo cual el diseño evaluado no es adecuado para suministrar materia prima para una biorefinería.

6. Referencias

- Allen, M.R., Barros, V.R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J.A., Clarke, L., Dahe, Q., Dasgupta, P., Dubash, N.K., others. (2014). IPCC fifth assessment synthesis report-climate change 2014 synthesis report.
- Barker, J.R., Baumgardner, G.A., Lee, J.J., McFarlane, J.C. (1995). *Carbon sequestration and forest management at DOD Installations: An exploratory study*. Environmental Research Laboratory, EPA, Corvallis. <https://doi.org/10.21236/ADA350580>

- Berg, S. (1997). Some aspects of LCA in the analysis of forestry operations. *J. Clean. Prod.*, 5, 211–217. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00040-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00040-1). [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00040-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00040-1)
- Berg, S., Karjalainen, T. (2003). Comparison of greenhouse gas emissions from forest operations in Finland and Sweden. *For. Int. J. For. Res.*, 76, 271–284. <https://doi.org/10.1093/forestry/76.3.271>
- Berg, S., Lindholm, E.L. (2005). Energy use and environmental impacts of forest operations in Sweden. *J. Clean. Prod.*, 13, 33–42. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.09.015>.
- Brandt, A.R., Sun, Y., Bharadwaj, S., Livingston, D., Tan, E., Gordon, D. (2015). Energy Return on Investment (EROI) for Forty Global Oilfields Using a Detailed Engineering-Based Model of Oil Production. *PLoS ONE* 10, e0144141. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144141>.
- Carrasco-Letelier, L., Vázquez, D., D'Ottone, F., Resquin, F., Scoz, R., Vilaró, F., Rodríguez, G., Terra, J. (2013). Balance energético de cadenas agro-industriales de interés para la producción de bioenergías. *Rev. INIA* 46–40.
- De Oliveira Júnior, E., Seixas, F., others. (2006). Energy analysis of Eucalyptus harvesting operations in two mechanized systems. *Sci. For.*, (70), 49–57.
- European Union. (2009). Directive 2009/28/EC of the European parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Off. J. Eur. Union* 5.
- Ferraro Júnior, L. (1999). *Proposição de método de avaliação de sistemas de produção e de sustentabilidade* (PhD Thesis). Dissertação (Mestrado em Fitotecnia)–Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Garcia, R., Freire, F. (2014). Carbon footprint of particleboard: A comparison between ISO/TS 14067, GHG Protocol, PAS 2050 and Climate Declaration. *J. Clean. Prod.* 66, 199–209. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.073>
- Gorissen, A., De Visser, A. (2004). *Modelling carbon sequestration: with a focus on grassland, effects on climate and management*. Plant Research International.
- GreenDelta. (2014). OpenLCA.
- Hall, C.A.S., Powers, R., Schoenberg, W. (2008). Peak Oil, EROI, Investments and the Economy in an Uncertain Future, in: Pimentel, D. (Ed.), *Biofuels, Solar and Wind as Renewable Energy Systems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 109–132. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0_5
- Heller, M.C., Keoleian, G.A., Volk, T.A. (2003). Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping system. *Biomass Bioenergy* 25, 147–165. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00190-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00190-3).
- Hill, J., Nelson, E., Tilman, D., Polasky, S., Tiffany, D. (2006). Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 103, 11206–11210. <https://doi.org/10.1073/pnas.0604600103>
- ISO, 2018a. ISO 14067:2018(en), Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification, ISO 14067.

- ISO, 2018b. ISO 14064-1:2018(en), Greenhouse gases – Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals, ISO 14064-1.
- ISO, 2013. ISO/TR 14069:2013(en), Greenhouse gases – Quantification and reporting of greenhouse gas emissions for organizations – Guidance for the application of ISO 14064-1, ISO 14069.
- Liao, Y., Koelewijn, S.F., Bossche, G.V. den, Aelst, J.V., Bosch, S.V. den, Renders, T., Navare, K., Nicolai, T., Aelst, K.V., Maesen, M., Matsushima, H., Thevelein, J.M., Acker, K.V., Lagrain, B., Verboekend, D., Sels, B.F. (2020). A sustainable wood biorefinery for low-carbon footprint chemicals production. *Science*, 367, 1385–1390. <https://doi.org/10.1126/science.aau1567>
- Nagy, C.N. (1999). *Energy coefficients for agriculture inputs in western Canada*. Centre for Studies in Agriculture, Law and the Environment, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK.
- Pandey, D., Agrawal, M. (2014). Carbon footprint estimation in the agriculture sector, in: *Assessment of Carbon Footprint in Different Industrial Sectors*, Volume 1. Springer, pp. 25–47. https://doi.org/10.1007/978-981-4560-41-2_2
- Pimentel, D. (1980). *Handbook of energy utilization in agriculture*. CRC press.
- PROBIO. (2015). *Mejoramiento en la calidad de la información vinculada con la utilización de la biomasa forestal*. MVOTMA, INIA, Tacuarembó, Uruguay.
- Rachid-Casnati, C., Mason, E.G., Woollons, R.C. (2019). Using soil-based and physiographic variables to improve stand growth equations in Uruguayan forest plantations. *IForest - Biogeosciences For.* 12, 237. <https://doi.org/10.3832/ifer2926-012>
- Rachid-Casnati, C., Resquin, F., Carrasco-Letelier, L. (2021). Availability and Environmental Performance of Wood for a Second-Generation Biorefinery. *Forests* 12, 1609. <https://doi.org/10.3390/f12111609>.
- Ravin, A., Raine, T. (2007). Best practices for including carbon sinks in greenhouse gas inventories, in: Environmental Protection Agency. <https://www3.epa.gov/Ttnchie1/Conference/Ei16/Session3/Ravin/>.
- Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Carrasco-Letelier, L., Casnati, C.R., Bentancor, L. (2020). Evaluation of the nutrient content in biomass of Eucalyptus species from short rotation plantations in Uruguay. *Biomass Bioenergy*, 134, 105502. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105502>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Sharma, R., Pradhan, L., Kumari, M., Bhattacharya, P. (2020). Assessment of Carbon Sequestration Potential of Tree Species in Amity University Campus Noida. *Environ. Sci. Proc.*, 3, 52. <https://doi.org/10.3390/IECF2020-08075>

- Turner, D., Lee, J., Koerper, G.J., Barker, J. (1993). *Forest sector carbon budget of the United States: Carbon pools and flux under alternative policy options*. Environmental Protection Agency.
- Ulbanere, R., Ferreira, W. (1989). Energetic balance analysis for corn production in Sao Paulo State-Southeast Brazil; Analise do balanço energetico para a producao de milho no Estado de Sao Paulo. *Energ. Na Agric.*, 4.
- Unión Europea. (2018). Reglamento (UE) 2018/841 sobre la inclusión de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero resultantes del uso de la tierra, el cambio de uso de la tierra y la silvicultura en el marco de actuación en materia de clima y energía hasta 2030. <https://www.boe.es/doue/2018/156/L00001-00025.pdf>
- Unwin, G.L., Kriedemann, P.E. (2000). *Principles and process of carbon sequestration by trees* (Technical paper No. 64). Research and Development Division. State Forest of New South Wales, Sydney, Australia.
- Wang, S., Wang, W., Yang, H. (2018). Comparison of Product Carbon Footprint Protocols: Case Study on Medium-Density Fiberboard in China. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 15, 2060. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102060>.
- Weißbach, D., Ruprecht, G., Huke, A., Czerski, K., Gottlieb, S., Hussein, A. (2013). Energy intensities, EROIs (energy returned on invested), and energy payback times of electricity generating power plants. *Energy*, 52, 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.01.029>.
- Yagasaki, Y., Shirato, Y. (2014). Assessment on the rates and potentials of soil organic carbon sequestration in agricultural lands in Japan using a process-based model and spatially explicit land-use change inventories—Part 1: Historical trend and validation based on nation-wide soil monitoring. *Biogeosciences*, 11, 4429–4442. <https://doi.org/10.5194/bg-11-4429-2014>

Disponibilidad y desempeño ambiental de madera para una biorefinería de segunda generación

**Cecilia Rachid-Casnati, Fernando Resquín,
Leonidas Carrasco-Letelier***

Programa de Producción Forestal, INIA.

Programa de Producción y Sustentabilidad Ambiental, INIA.

*Autor para correspondencia: lcarrasco@inia.org.uy

1. Introducción

El crecimiento de la población y su consumo de recursos (alimentos, fibras, combustibles y minerales) han producido directa e indirectamente varios impactos ambientales a escala mundial (por ejemplo, cambio climático y pérdida de biodiversidad). Desde el punto de vista de las políticas públicas, se han propuesto objetivos y/o estrategias para resolver estos problemas, a través de iniciativas como el desarrollo sostenible (Brundtland, 1987), la consideración simultánea del óptimo social, económico y físico-natural de Elkington (1998) o evaluaciones multi-dimensionales con enfoques de evaluación del ciclo de vida (ACV) (Brenttrup et al., 2004). Estas propuestas solo permiten una comparación relativa de estilos de desarrollo o estrategias de producción, sin poder identificar la sostenibilidad en términos absolutos. Por el contrario, Rockström et al. (2009) destaca la necesidad de trabajar de acuerdo con los límites de los sistemas naturales porque cualquier supuesto económico o social puede conducir a traspasar los límites naturales sin dimensionar bien las consecuencias ecosistémicas. Un ejemplo de esto es la ausencia de políticas o medidas económicas que hayan detenido el desarrollo de los agentes causantes del calentamiento global.

Por otro lado, las nuevas propuestas de desarrollo como la economía circular, la economía de reutilización y la bioeconomía (Figura 1), orientadas a la reducción del consumo de materias primas, energía fósil y producción de residuos sugieren como aporte la producción de bioproductos, biocombustibles y bioenergía, en ocasiones utilizando biorrefinerías (Cao et al., 2019; De et al., 2021; Poveda -Giraldo et al., 2021; Zhao et al., 2020). Una biorrefinería es una instalación para la generación de energía (p. ej., biocombustibles) y productos

de base biológica (p. ej., alimentos, piensos, fibras y productos químicos) como resultado de la combinación de varios pasos del proceso (p. ej., mecánico, termoquímico, químico y procesos bioquímicos), utilizando diferentes materias primas, tanto de origen virgen como residual. (Cao et al., 2019; De et al., 2021; Meena et al., 2021; Sivagurunathan et al., 2021). Esta posible solución evitaría el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por la producción de biocombustibles y reduciría la producción de residuos y el consumo de nuevas materias primas y combustibles fósiles.

Los supuestos detrás de las biorrefinerías son (1) costos económicos y ambientales más bajos que una producción basada en combustibles fósiles o materias primas frescas, (2) disponibilidad de residuos de producciones agrícolas sostenibles (Koberg y Longoni, 2019; Lo et al., 2021) y (3) una rentabilidad energética (EROI) superior a 2 (Hall et al., 2014; Hu et al., 2013; Macedo et al., 2021; Townsend et al., 2014). Estos supuestos pueden ser falsos, razón por la cual la Directiva de la UE 2009/28/EC solicita un máximo de las emisiones de GEI para que un biocombustible sea reconocido como tal (Unión Europea, 2009). Un aspecto a manejar en esta propuesta es que los residuos agrícolas/forestales solo se pueden cosechar no más allá de un límite, ya que son los responsables de mantener la materia orgánica del suelo y protegerlo de la erosión. Si no se consideran estas variables, la cosecha de residuos agrícolas/forestales podría a la larga reducir la resistencia a la erosión del suelo (Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2017; Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017), la capacidad de intercambio catiónico y la fertilidad del suelo (Beretta-Blanco et al., 2019). Por otro lado, sería necesario relevar que opciones de producción y cosecha de la biomasa posee una rentabilidad (EROI) favorable para su conversión posterior.

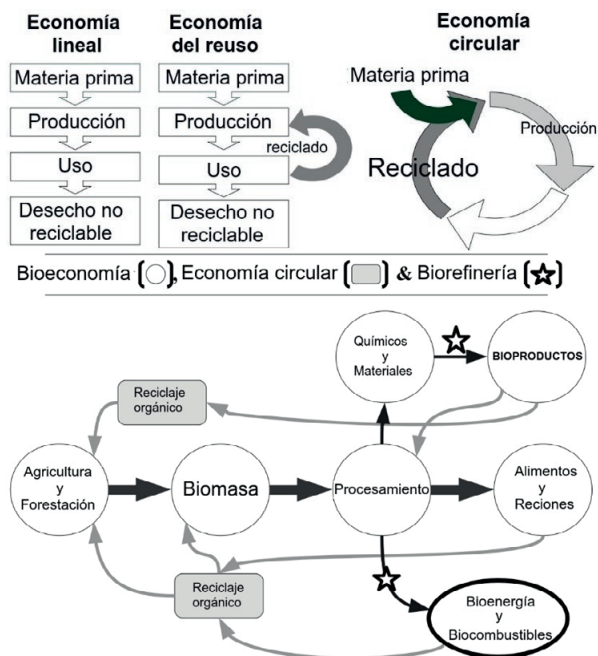


Figura 1. Diagramas de flujo de una economía lineal, economía de reutilización, economía circular, bioeconomía y la posición potencial de las biorrefinerías.

Los países con un PIB basado en la exportación de productos agrícolas podrían tener las condiciones para desarrollar una economía circular basada en biorrefinerías para el desarrollo de productos de base biológica. Un ejemplo podría ser Uruguay, cuyo PIB depende en gran medida de la exportación de celulosa de madera química sulfato, carne bovina congelada, soja, leche concentrada y arroz (Simoës, 2021). Por lo tanto, Uruguay podría apoyar un esquema de economía circular y una bioeconomía utilizando principalmente biorrefinerías, con residuos de cosecha o madera de plantaciones forestales de madera aserrada cuyos cultivos aportan una la cantidad de materia orgánica a los suelos superior a la requerida (7 t/ha/año) para el balance de materia orgánica (Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017). Además, esta producción de madera aserrada supera la demanda de la industria nacional por lo que su uso para biocombustibles o productos de base biológica hoy es un área de investigación en este país (Bonifacino et al., 2021; Duque et al., 2020; Ferrari et al., 2013).

Las plantaciones forestales en Uruguay han logrado buenos rendimientos con árboles exóticos ($25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, *Eucalyptus* spp.; $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ *Pinus* spp.) en suelos priorizados para forestación por ley (Figura 1) debido a su baja aptitud para la producción de alimentos. Actualmente, las plantaciones forestales cubren más de un millón de las 4 420 000 hectáreas priorizadas para plantaciones forestales (Figura 2) (DIEA, 2018). La madera producida tiene dos usos industriales, pulpa de celulosa blanqueada y madera aserrable. De esta última, una gran proporción de lo producido queda en el campo por falta de demanda. En el noroeste del país, en la actualidad, estas plantaciones de madera aserrable con turnos de 25 años ocupan casi 200 000 ha (Boscana et al., 2021) con los géneros *Eucalyptus* (*E. grandis* y *E. dunnii*) y *Pinus* (*Pinus taeda*, *P. elliottii*) en una proporción de 70% y 30%, respectivamente. Una estimación de EROI de madera de eucalipto de ocho años logró un valor de 4, que anualizado bajaba a 0.5 por no ser una plantación diseñada para producción de celulosa (Carrasco-Letelier et al., 2013). Es posible suponer que la madera de una plantación de madera aserrada de 21 años pueda alcanzar valores superiores a los mencionados.

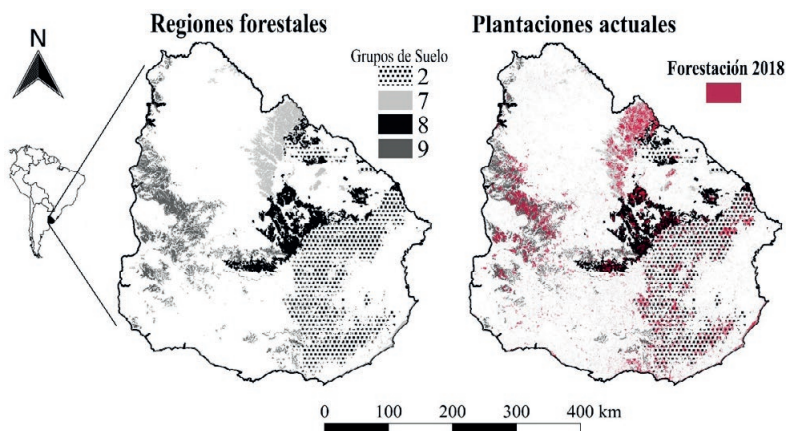


Figura 2. En el mapa de la izquierda, las regiones priorizadas para plantaciones forestales (patrones negros y grises) según la Comisión Nacional de Estudios Agroeconómicos de la Clasificación de Tierras (CONEAT), los grupos de suelos 2, 7, 8 y 9 tienen la priorización para plantaciones forestales por su aptitud. En el mapa de la derecha, las plantaciones forestales actuales (rojo) informadas por la Dirección Forestal (DGF) (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, MGAP) (Boscana et al., 2021).

Este trabajo evaluó dos hipótesis. Primero, que existe una disponibilidad para la producción forestal de madera sólida para suministrar 30.000t de biomasa seca al año a una planta piloto industrial (280-300 L de bioetanol por tonelada de biomasa seca; consorcio BABET-REAL5, 2020). Para probar esto, se estimó la producción de madera en una zona de radio de 50 km en el noreste de Uruguay con un modelo de crecimiento forestal de las plantaciones actuales. En segundo lugar, se evaluó la aceptabilidad del desempeño ambiental de esta cadena de suministro de madera. Para esto se estimó el EROI, la HdeC y la erosión del suelo. Estos análisis asumieron un escenario conservador (es decir, área plantada, comportamiento de crecimiento y especies de árboles) sin cambios durante los próximos 25 años.

2. Materiales y métodos

2.1 Región de estudio

La región noreste uruguaya (30° 39' 14,49" - 32° 56' 29,22" S, 54° 44' 26,79" - 56° 41' 21,23" W) está comprendida por los Departamentos (divisiones políticas) de Tacuarembó y Rivera. La vegetación clímax más extendida es la pastura perenne, caracterizada por pastos altos en la mayor parte del territorio (Royo Pallares et al., 2005). El clima es templado y húmedo sin estación seca (Cfa) según la clasificación de Köppen-Geiger (Kottek et al., 2006) y con las mayores precipitaciones del país (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características climáticas de la región noreste para el período 1980-2009 (Castaño et al., 2011).

Variables climáticas	Media	Mínimo	Máximo
Lluvias (mm)	1400	1200	1600
Temperatura (°C)	17.7	12.9	22.6
Días acumulados de heladas	30	20	40
Radiación (h d ⁻¹ año ⁻¹)	7		
Humedad relativa del aire (%)	74	70	78
Evapotranspiración potencial (mm mes ⁻¹)	1100	1000	1200

Según el Atlas de Suelos de América Latina y el Caribe, los principales suelos de Uruguay son feozemas, leptosoles, vertisoles, acrisoles y luvisoles (Gardi et al., 2014), que fueron redefinidos a la resolución más alta disponible en Uruguay (Figura 3). La región noreste del país (30° 11' -35° 1' S, 53° 23' -58° 26' W) cubre 176.215 km² y comprende los departamentos de Rivera y Tacuarembó, cerca de la frontera con Brasil. En esta región, la mayoría de las plantaciones comerciales ocurren en suelos ácidos, baja saturación de bases con aluminio intercambiable y diferenciación de textura significativa entre horizontes superficiales y subsuperficiales, y profundos (hasta 1.5 a 3 m). Estos suelos fueron clasificados como acrisoles y luvisoles según la taxonomía de suelos uruguaya (Altamirano et al., 1976), cuyo material parental son areniscas de Tacuarembó o Rivera (Durán et al., 2006; MAP / DSF, 1976).

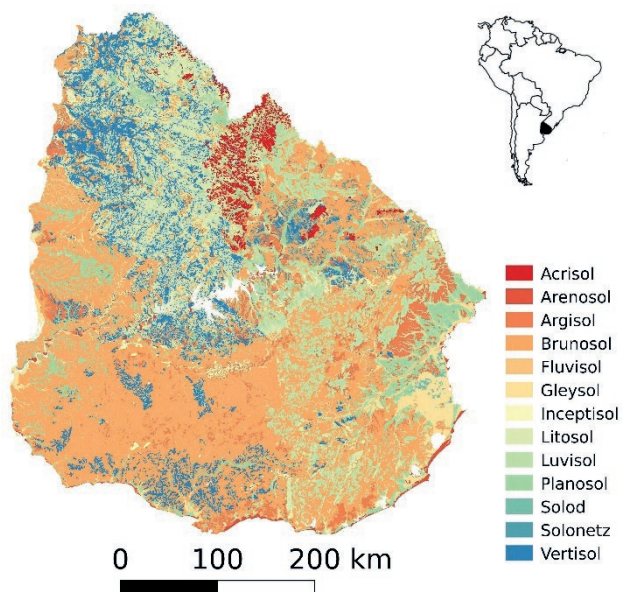


Figura 3. Mapa de Suelos taxonomía de Uruguay según Durán y García-Préchac (2007) elaborado por Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier (2017).

Cuadro 2. Superficie de plantación (ha) según la especie plantada en la región (Boscana et al., 2021).

Especie forestal	Departamento		Area plantada por especie forestal
	Rivera	Tacuarembó	
<i>Pinus taeda</i>			
<i>Pinus elliotii</i>	74,107	62,158	180,019
<i>Eucalyptus grandis</i>			
<i>Eucalyptus saligna</i>	45,038	23,441	68,479
<i>Eucalyptus dunnii</i>	1,799	41,355	43,154
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	334	149,329
Total	123,946	105,842	229,788

2.2 Estimación del suministro potencial de madera

La producción de madera aserrable de eucalipto es el principal objetivo de las plantaciones forestales analizadas. La plantación forestal consideró: (1) una edad media de rotación de cosecha de 11 y 21 años para el aclareo y la tala rasa, respectivamente (Cuadro 3), (2) un diámetro mínimo del tronco de 19 cm para aserrado y (3) la porción restante del fuste se consideró como una fuente potencial de biomasa para este estudio. El suministro potencial de madera se calculó mediante los cuatro pasos secuenciales siguientes.

- i. Los registros catastrales de los planes de plantación registrados por la DGF en la región desde 1975 fueron recopilados y clasificados por especie y propósito de interés. Esta información incluyó la especie, fecha de plantación, producto previsto (sólido, pulpa, etc.), número de árboles por hectárea, área efectiva plantada y número catastral.
- ii. La información fue georreferenciada a través de su correspondiente número catastral dentro de los registros catastrales nacionales georreferenciados (Dirección Nacional de Catastro, 2021) y verificada con el sistema de información geográfica (SIG) del Inventario Forestal Nacional para los años 2010, 2011 y 2014 (Dirección General Forestal, 2018).
- iii. A partir de la fecha de plantación de cada registro, se asumió un raleo comercial a la edad de 11 años y una cosecha a los 21 años. La biomasa del primer raleo se dejó en el campo y no se contabilizó como parte del producto. El segundo raleo y áreas cosechadas para cada año se multiplicaron por la cantidad estimada de materia seca, considerando las siguientes fracciones del árbol: a) toda la biomasa del árbol por debajo de los 19 cm de diámetro del fuste (madera, ramas y corteza); b) la porción de madera sin corteza del fuste comprendida entre los 19 y 6 cm más el 50% de las ramas; c) la parte de madera sin corteza del fuste comprendida entre los 19 y 6 cm; d) madera de la punta fina del fuste (diámetro menor a 6 cm).

Cuadro 3. Operaciones de plantaciones de eucalipto para aserraderos y plantas de contrachapado.

Operación	Año	Descripción
Control de hormigas	0-1.5	2-4 veces
Preparación de suelos	0	Hileras de plantación, pendiente mínima, subsolador, 1 o 2 pasadas de disco excéntrico, montículo
Plantación	0	800-1200 árboles por hectárea, plantación manual o mecanizados, clones o semillas
Fertilización	0	En plantación, prescripción según características del suelo (es decir, 45 g por planta)
Control de malezas	0-2	Post-emergente previa plantación, pre-emergente en la plantación y post-emergente una o dos veces hasta el cierre del dosel
Raleos	2-10	2 a 3 aclareos dependiendo de la calidad del sitio y los objetivos de la empresa
Podas	2-10	2 a 3 podas dependiendo de la calidad del sitio y fines de la empresa hasta 6,5 ó 9 m
Precosecha	16-19	Control de hormigas
Cosecha	16-19	Principalmente sistemas cortados a medida, pero pueden ocurrir sistemas de árbol completo dependiendo de la topografía y la densidad

Cuadro 4. Composición de la madera de *Eucalyptus grandis* expresada en porcentaje, según Lima et al. (2014).

Fracción de residuo	Mineral	Lignina	Celulosa	Xilanos
Madera	0.4	29.7	49	14.8
Corteza	10.3	20.6	47	11.4
Hojas	4.7	34.3	48.0	8.0

- iv. Se calculó la cantidad máxima de biomasa forestal para un área de captación de 50 km de radio. El área efectiva y el aumento medio anual (MAI) de bosque se consideraron para la determinación de la disponibilidad potencial de madera. La cantidad actual de *Eucalyptus grandis* y su proyección para los próximos 25 años se estimó con base en el área proyectada para ser cosechada por año y la cantidad de materia seca por hectárea para las plantaciones cosechadas según PROBIO (2015) (Cuadro 5). En el marco de la biomasa aprovechable potencial, este trabajo analizó la producción potencial de diferentes esquemas de producción (Cuadro 6) de trozas con diferentes diámetros (> 20 cm, 19-6 cm, <6 cm) en una zona de 50 km de radio. La información fue procesada y analizada con QGIS (QGIS Geographic Information System, 2019).

Cuadro 5. Producción de madera aserrable con plantaciones de eucalipto.

	Plantación	Raleo		Cosecha
		1er	2do	
Edad (años)	1	6	11	21
Arboles por hectárea antes del raleo	800	665	500	187
Arboles cosechados (arboles ha ⁻¹)		165	250	187
IMA (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)		24	29	28
Biomasa cosechada total (m ³ ha ⁻¹)*		23.3	94.4	583
Madera aserrable (m ³ ha ⁻¹) >19 cm		11	65	545
Madera para biorefinería (m ³ ha ⁻¹) 6–19 cm			29	32
Puntas (m ³ ha ⁻¹) <6 cm			0.4	6.0

Tabla 6. Posibles escenarios de materia prima utilizando diferentes fracciones de árboles.

Opciones	Ramas y hojas	Corteza	Diámetros de troncos		
			>19 cm	19–6 cm	<6 cm
Escenario actual	Campo	Campo	Aserradero y fábrica de tableros	Planta de celulosa	Campo
Escenario Alternativo I	Campo	Campo	Aserradero y fábrica de tableros	Planta de celulosa	Biorefinería
Escenario Alternativo II	Campo	Campo	Aserradero y fábrica de tableros	Biorefinería	Campo
Escenario Alternativo III	50% de las puntas	Campo	Aserradero y fábrica de tableros	Biorefinería	Campo

2.3 Estimación de la pérdida de suelo

La estimación de la erosión media anual del suelo (A) se realizó utilizando la información requerida por el modelo de Ecuación Universal de Pérdida de Suelo/Ecuación de Pérdida de Suelo Universal Revisada (USLE / RUSLE) (Ec. 1) validado para Uruguay (García-Préchac, 1992; García -Préchac et al., 2013; García-Préchac y Durán, 1998) En este modelo, la pérdida media de suelo (A) se expresa en unidades de t (ha año)⁻¹ según Foster et al. (1981):

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (1)$$

donde el factor de erosividad de la lluvia (factor R) se expresa en (MJ mm) (ha h año)⁻¹, el factor de erosionabilidad del suelo (factor K) se expresa en (t ha h) (ha MJ mm)⁻¹, L es el factor de longitud de la pendiente, S es el factor de pendiente de la pendiente, C es el factor de manejo del cultivo y P es el factor de práctica de control de la erosión.

La pérdida media anual de suelo se estimó con base en un archivo shapefile desarrollado por la intersección del mapa de los grupos de suelos del CONEAT (DGRNR, 2014a, 2014b). La pérdida de suelo se estimó mediante el producto de todos los factores del modelo (Ec. 1), donde cada factor de la ecuación se incorporó a un sistema de información geográfico como una nueva capa de información según la descripción de Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco (2017).

2.4 EROI y HdeC

La estimación del EROI y HdeC se realizó mediante la construcción de un inventario de ciclo de vida (ACV), que no incluía el trabajo humano como consumo de energía. Se incluyeron infraestructura, maquinaria, químicos, fertilizantes, combustibles y transporte. Los subsistemas considerados por el EROI y la HdeC fueron producción/vivero de semillas, preparación del campo, siembra, poda, cosecha y transporte a la biorrefinería.

El estudio consideró un metro cúbico de madera cosechada como unidad funcional. El alcance de este inventario fue desde el origen de los insumos a la puerta de una biorrefinería ubicada a 50 km del sitio de cosecha. Se consideraron todas las actividades e insumos relevantes, que se asumieron con aportes superiores al 1% de la HdeC global; debidos a la gestión directa de la producción, energía eléctrica consumida y otras cadenas de suministro.

2.4.1 EROI

El EROI se calculó de acuerdo con Hall et al. (2008, 2009) y Townsend et al. (2014) en una hoja de cálculo para todos los subsistemas considerados en el LCI. La energía de cada componente y proceso (motores y maquinaria, pesticidas y fertilizantes (Roy et al., 2009) se estimó de acuerdo con sus correspondientes tasas y factores de conversión en unidades de energía (MJ). Cuando los datos nacionales primarios de un insumo o emisión en particular no estuvieron disponibles, se utilizó información de la literatura con condiciones regionales similares (Romanelli y Milán, 2010). En el peor escenario, cuando los datos regionales no estuvieron disponibles, se utilizaron bases de datos internacionales (Berg, 1997; Berg y Karjalainen, 2003; Berg y Lindholm, 2005; Green Delta, 2015).

Tabla 7. Factores de conversión de energía utilizados para la estimación de EROI.

Item	Unidad	Factor de conversión	Referencias
Combustible	L	38.6	MJ (Ulbanere and Ferreira, 1989)
Herbicidas	L	327	MJ (Pimentel, 1980)
Maquinarias	kg	68.9	MJ (Ulbanere and Ferreira, 1989)
Lubricantes	L	38.6	MJ (Ulbanere and Ferreira, 1989)
Hormiguicida	kg	184.7	MJ (Pimentel, 1980)
Electricidad	kWh	3.6	MJ
Gas butano	kg	30.33	MJ (Nagy, 1999)
Gasolina	L	39.61	MJ (Nagy, 1999)
Glifosato	kg	476	MJ (Heller et al., 2003)
Fertilizante Nitrogenado	kg	51.47	MJ (Hill et al., 2006)
Fertilizante Fosfatado	kg	9.17	MJ (Hill et al., 2006)
Fertilizante Postasico	kg	5.96	MJ (Hill et al., 2006)
Sulfato de amonio	kg	1.12	MJ (Nagy, 1999)
Urea	kg	75.63	MJ (Nagy, 1999)
Insecticida	kg	325	MJ (Hill et al., 2006)
Madera de <i>Eucalyptus globulus</i>	kg	19	MJ

2.4.2 HdeC

El ACV se evaluó en una hoja de cálculo utilizando la información de las entrevistas y registros de la empresa forestal. Esta información se transfirió al software OpenLCA (verde Delta, 2015) y usando la base de datos Agribalyse. Se estimó el calentamiento global potencial de las emisiones (GWP) usando los factores de impacto del IPCC (Allen et al., 2014), de 1, 25 y 265 para el CO₂, CH₄ y N₂O, respectivamente. Las emisiones de CO₂ por el uso de combustible fósil se consideraron usando los factores de Berg (1997), dado que no existen registros nacionales de estas emisiones y porque estos factores de conversión tienen una baja variabilidad entre países (Berg y Karjalainen, 2003). Las emisiones de NOx no se consideraron porque no existe un modelo validado para Uruguay.

3. Resultados

3.1 Suministro potencial de madera

3.1.1 Distribución geográfica y disponibilidad

Según los planes forestales presentados a la DGF, el área efectiva ocupada por plantaciones de *Eucalyptus grandis* para aserraderos y tableros en la región norte es de 68 479 ha. Basados en esta área y utilizando coeficientes de biomasa (PROBIO, 2015), las proyecciones de producción total de biomasa para la región fluctúan entre 70 000 y 300 000 t de materia seca por año, con un promedio de 180 000 t (Figura 4).

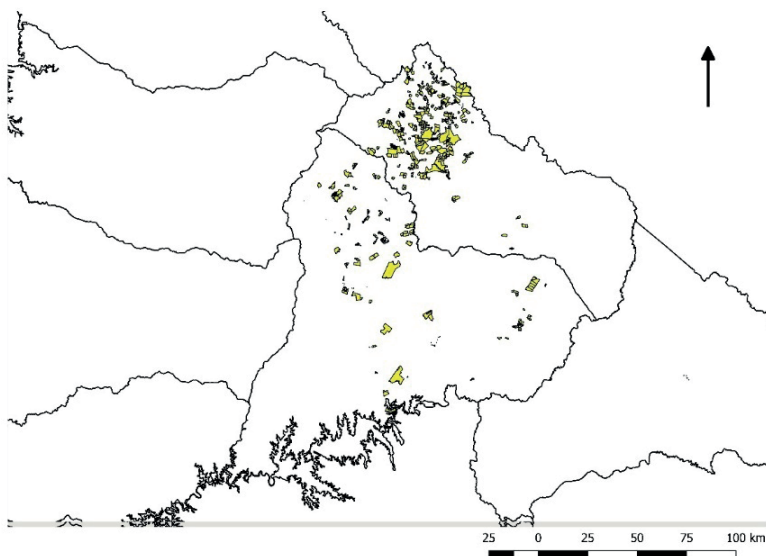


Figura 4. Plantaciones de *Eucalyptus grandis* para aserrado y contrachapado en Rivera y Tacuarembó (en amarillo).

Las plantaciones forestales para madera aserrada son cultivos de larga rotación y por lo tanto las variaciones regionales de rendimiento anual probablemente estén relacionadas con la edad de los rodales y el número de hectáreas listas para ser cosechadas durante el año. Sin embargo, las cosechas pueden ser retrasadas o adelantadas según los precios del mercado, las necesidades de materia prima, etc. La producción de materia prima potencial para los escenarios de la Tabla 6 teniendo en cuenta el área total y una zona de interés de 50 km de (centrada en 31° 13' 26,25" S y 55 ° 39' 34.87" W) se presenta en la Figura 5. En el escenario alternativo I, las puntas con un diámetro menor a 6 cm tienen muy baja disponibilidad (3.9 t año^{-1}), mientras que los fustes con un diámetro entre 6 y 19 cm (escenario alternativo II) mostraron un rendimiento promedio anual de 81.800t de materia secada al aire (ADM) y un rango de 40 000 a 150 000 t ADM. Finalmente, el escenario alternativo III mostró un rendimiento medio anual de 91 900 t ADM, con un rango entre 50 000 y 160 000 t ADM.

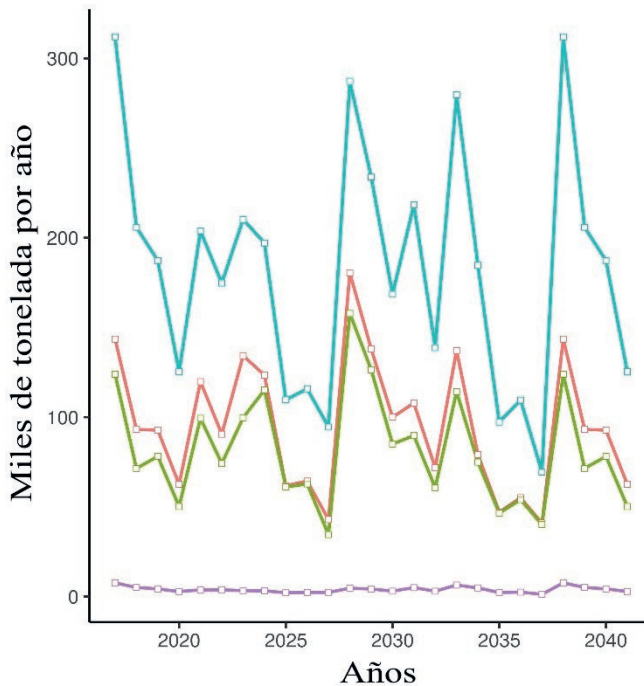


Figura 5. Resultados de la modelización de la producción de *Eucalyptus grandis* según los escenarios descritos en la Tabla 6. Escenario alternativo I, madera de la punta fina del fuste (diámetro menor a 6 cm, (gris); Escenario alternativo II, madera sin corteza del fuste comprendida entre los 19 y 6 cm; y Escenario alternativo III, madera sin corteza del fuste comprendida entre los 19 y 6 cm más el 50% de las ramas.

3.2 Erosión del suelo por el agua

En el área de captación de 50 km de radio, hay un 17.8% (104,460 ha) de 586,983 ha de suelos (Figura 6C) con una erosión anual mayor que el valor tolerable ($7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Esto ocurre en suelos franco arenosos escarpados (Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017; Durán y García-Préchac, 2007; García-Préchac y Durán, 2001). En este contexto, en las 73.152 ha de plantaciones estudiadas (Figura 6D), el 7.8% se encuentra en suelos con erosión mayor a la tolerable.

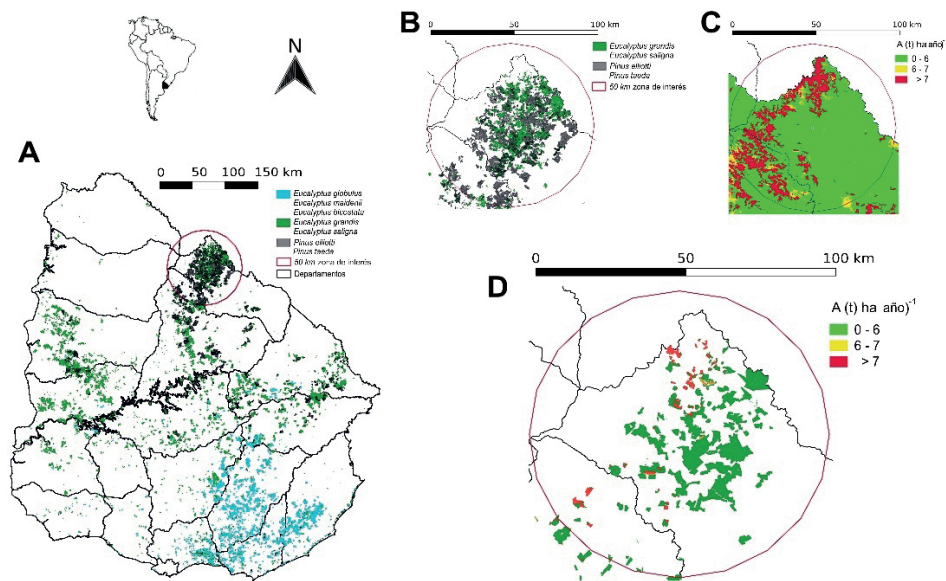


Figura 6. (A) Plantaciones forestales actuales reportadas por estadísticas forestales 2019, (B) plantaciones forestales en una zona de radio de 50 km, (C) erosión del suelo por agua estimada por Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco (2017) y (D) erosión del suelo en las plantaciones consideradas por este estudio.

3.4 EROI, HdeC y otras huellas

La mayor parte de la información sobre insumos, características de la maquinaria, vida útil, consumo de combustible y otros se obtuvo de entrevistas con diferentes empresas forestales (Cuadro S1). Cuando los datos no estuvieron disponibles, la información se obtuvo de publicaciones revisadas por pares. En casos excepcionales, la información se obtuvo de literatura no revisada por pares. La mayor parte de la falta de información estuvo relacionada con los viveros forestales en cuyos casos se obtuvo información reportada por Heller et al. (2003).

La estimación del EROI mostró que el consumo de energía más importante fue en los procesos de cosecha, segundo aclareo y plantación, los cuales corresponden al 53%, 25% y 13% del total de insumos energéticos, respectivamente. En términos de insumos, la maquinaria agrícola, los combustibles y los plaguicidas explican el 46%, 41% y 11% del consumo de energía, respectivamente. Las relaciones entre producción e insumo de energía dan un

valor entre 44.5 y 49.1 para EROI, valores que divididos por los 21 años de plantaciones pasan a valores entre 2.12 y 2.34, respectivamente.

Los resultados de la HdeC mostraron un valor medio de 1,22 kg CO_{2-eq} por metro cúbico de madera por año o 25,8 kg CO_{2-eq} por metro cúbico para una madera de 21 años (Tabla 9). Las principales contribuciones a este resultado de la HdeC estuvieron vinculadas a los procesos de cosecha y segundo raleo en 74% y 9%, respectivamente, lo cual se debió principalmente al consumo de combustible y maquinaria.

Tabla 8. Insumos energéticos y producción energética de una cadena forestal agroindustrial. Todos los valores están expresados en MJ ha⁻¹.

	Toda la biomasa	Madera aserrable	Escenario actual	Alternativo I	Alternativo II	Alternativo III
Combustible	58,673	54,903	57,928	57,970	57,928	58,301
Electricidad	57	57	57	57	57	57
Pesticidas	16,086	16,086	16,086	16,086	16,086	16,086
Fertilizantes	1,912	1,912	1,912	1,912	1,912	1,912
Maquinaria agrícola	63,675	61,592	62,675	62,800	62,675	63,175
Consumo de energía	140,403	134,549	138,658	138,824	138,658	139,530
Producción de energía	6,936,229	6,147,279	6,751,118	6,814,472	6,751,118	6,209,395
EROI/año	2.35	2.18	2.32	2.34	2.32	2.12
EROI/21 años	49.4	45.7	48.7	49.1	48.7	44.5

Tabla 9. Poder de calentamiento global para 100 años expresado en kg de CO₂ equivalente por metro cúbico de madera producida al año.

	Total biomass	S	CS		I	II	III	mean	min	max
Vivero	0.0024	0.0027	0.0025	(0.2%)	0.0024	0.0025	0.0024	0.0025	0.0024	0.0027
Preparación de suelos	0.0783	0.0884	0.0805	(6.6%)	0.0797	0.0805	0.0794	0.0811	0.0794	0.0884
Plantación	0.0553	0.0624	0.0568	(4.7%)	0.0563	0.0568	0.0560	0.0573	0.0560	0.0624
Primer raleo	0.0263	0.0140	0.0128	(1.3%)	0.0127	0.1277	0.0197	0.0547	0.0127	0.1277
Segundo raleo	0.1663	0.1293	0.1702	(13.2%)	0.1694	0.1703	0.1683	0.1623	0.1293	0.1702
Cosecha	0.8895	0.9387	0.9049	(74.0%)	0.9058	0.9049	0.8973	0.9069	0.8973	0.9387
Total	1.2181	1.2354	1.2276	(100%)	1.2263	1.2276	1.2231	1.2264	1.2231	1.2354

4. Discusión

4.1 Suministro potencial de madera

La disponibilidad de madera en los diferentes escenarios alternativos presentó volúmenes adecuados para satisfacer la demanda anual de la biorefinería (30.000 ADt) con los escenarios alternativos II y III. Sin embargo, las alternativas I y III no se recomiendan por su alta exportación de nutrientes. Hernández et al. (2009) encontraron que si la corteza y las hojas permanecen en campo luego de la cosecha es posible reducir las exportaciones totales de N, P, K, Ca y Mg al 41%, 55%, 46%, 68% y 66%, respectivamente, en plantaciones forestales para celulosa en suelos del noroeste. Los nutrientes se pueden restaurar más rápidamente en el suelo donde los residuos se entierran e incorporan al suelo mediante labranza en comparación con los suelos donde los residuos se dejen en la superficie (Hernández et al., 2016). Los resultados del proyecto PROBIO de plantaciones de *E. grandis* para madera aserrable mostraron altas tasas de exportación de calcio si la cosecha dejaba la corteza en el campo. Estas exportaciones de cationes en hojas y corteza pueden reducir la fertilidad del suelo y reducirían los rendimientos. En ese sentido, Bentancor et al. (2019) y Resquin et al. (2020a) mostraron la necesidad de encontrar un equilibrio entre la remoción de nutrientes y la producción de madera para el desarrollo de plantaciones forestales para bioenergía en suelos del noreste. Esos estudios mostraron que la densidad de plantación también es una variable relevante por aporte a la exportación de cationes (Resquin et al., 2020b, 2019, 2018).

Para la región evaluada, la madera no utilizada por la industria del aserrado se comercializa para plantas de celulosa. Actualmente están operando dos plantas de celulosa a 430 (UPM, 2017) y 471 km (Stora Enso, 2011) del centro del área de 50 km de radio propuesta para la biorefinería y una tercera planta de celulosa estará a 221 km (UPM, 2019). A nivel regional, una nueva industria de la pulpa podría constituir la principal amenaza para un suministro sostenido de materia prima para una biorrefinería de segunda generación. Al reducirse la distancia de transporte aumentará la competencia por la madera de *Eucalyptus grandis* y se incrementará el precio de esta materia prima. Las proyecciones de disponibilidad de madera menos favorables determinan promedios anuales en el rango de 27.000 a 45.000 ADt. Por otro lado, la distancia desde la planta de celulosa más cercana será cuatro veces mayor que el radio de cosecha de la biorrefinería. Esto determinaría que se podría obtener un mejor precio que el actual pagado por la fábrica de celulosa. Los altos costos del transporte de la madera y el aumento de la HdeC a una planta de celulosa (debido al transporte) determinan una mejor rentabilidad para los productores en el área de influencia de una biorefinería. A esto se suma que el área de plantación de *E. grandis* está aumentando, por reemplazo de plantaciones de pino, y el turno de cosecha podría disminuir a 16 años como consecuencia de una sustitución de especies de plantaciones de pino. Estos cambios en las plantaciones forestales aumentarán la disponibilidad de madera de eucalipto a 90.000 ADt por año.

Estas plantaciones tienen ciclos largos de manera que los propietarios de las empresas desarrollan planes a largo plazo para la producción de madera. Por otro lado *E. grandis* ha mostrado hasta el momento un buen comportamiento sanitario, lo que reduce el riesgo

ante la aparición de plagas o enfermedades (Silva et al., 2019). Estos aspectos destacan la disponibilidad potencial de materia prima para sustentar la biorrefinería durante varias décadas.

4.1 Erosión del suelo

Los procesos de erosión de suelos más importantes en Uruguay estuvieron vinculados a la expansión e intensificación agrícola de la última década (Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017). Esta situación explicó parcialmente la pérdida de nutrientes por mal manejo de la fertilización de los cultivos anuales de secano, lo que redujo la productividad de los suelos (Beretta-Blanco et al., 2019). La erosión hídrica del suelo corresponde a un riesgo natural, es decir, suelos con alta pendiente y fragilidad estructural que se presentan en suelos priorizados para la silvicultura (Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2017). Esta situación fue reportada previamente por Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco [19] y detectada en el área de estudio no debido a la forestación sino a su alto contenido de arena y pendientes pronunciadas. Esto concuerda con otros estudios de erosión de suelos realizados previamente (Clericó y García-Préchac, 2001; Durán y García-Préchac, 2007; García-Préchac et al., 2013).

4.2 EROI, HdeC y otras huellas

El EROI para cultivos templados debería estar en el rango entre 2 y 4 (Murphy et al., 2011). El valor actual fue superior a los 3.5, 1.28 y 0.76 reportados para maíz por Weißbach et al. (2013), Kim y Dale (2005) y Pimentel y Patzek (2008), respectivamente. El EROI de 50 está cerca de los valores reportados por Romanelli y Milán (2010) para Eucalyptus en Brasil. Con esta información obtenida es posible resaltar que la actual cadena de suministro de madera para una biorrefinería tiene un EROI adecuado; sin embargo el grado de aprovechamiento de esta situación depende de la tecnología industrial que se use porque todo este EROI favorable puede reducirse por los costos energéticos de la biorrefinería (Chiriboga et al., 2020).

El resultado de HdeC de la madera aserrable de eucalipto ($1,22 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}} \text{ m}^{-3} \text{ año}^{-1}$; $25,62 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}} \text{ m}^{-3}$ en 21 años o $2,6 \text{ g CO}_{2\text{-eq}} \text{ MJ}^{-1}$) se acerca a los $18,71 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}} \text{ m}^{-3}$ reportados por Mc Callum (2009) y Berg (1997) ($20,4 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}} \text{ m}^{-3}$), pero menor a lo reportado por Martínez-Alonso et al. (2012) ($423,21 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}} \text{ m}^{-3}$) para castaña española; inferior a $0,61 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}} \text{ kg}^{-1}$ informado por Symons et al. (2020); y si se considera una densidad de madera de $0,52 \text{ g cm}^{-3}$ (Doldán, 2006), nuestro HdeC debería corresponder a $0,05 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}} \text{ kg}^{-1}$. Estas diferencias a favor de la madera aserrable uruguaya podrían ser mayores a las indicadas si la HdeC reportada incluyese el secuestro potencial de carbono del suelo el cual que no fue considerado. Esto se debe a la ausencia de experimentos de largo plazo (ELP) sobre este tipo de producción para estimar que ocurriría con el carbono del suelo al plantar Eucalyptus sobre campo natural por más de un turno de cosecha. Situación que para los cultivos anuales de secano se ha resuelto luego de décadas con ELP iniciados en 1914 y actualizados en 1964 (Grahmann et al., 2020) y complementados con otros ELP en el país (Macedo et al., 2020; Bustamante-Silveira et al., 2020).

Esta disponibilidad de valores de biomasa, EROI y HdeC sugiere que estas cadenas de suministro de madera satisfacen los criterios de sostenibilidad. Sin embargo, esto es

solo la mitad del proceso porque el objetivo principal es la producción de bioetanol de manera que estas cadenas de suministro de madera deben analizarse junto con el EROI y HdeC de la biorrefinería de destino. En este marco, si se consideró esta cadena de suministro con las primeras estimaciones de la biorrefinería BABET-REAL5 (EROI = 1,16; HdeC = 0,31 considerando solo el bioetanol producido), el EROI y la HdeC promedio disminuyen a 1,73 MJ MJ⁻¹ y 1,39 g CO_{2-eq} MJ⁻¹. Es decir, la HdeC total sería el 1,7% de la HdeC de la gasolina (83,8 g CO_{2-eq} MJ⁻¹, Unión Europea, 2009) lo que indicaría que este bioetanol será sostenible según la norma de la Unión Europea (2009).

Finalmente, la evaluación realizada por este estudio permite describir el estado actual de estas plantaciones forestales de acuerdo con algunos de los principales impactos ambientales potenciales (disponibilidad de recursos, erosión del suelo, EROI y HdeC). Sin embargo, otras dimensiones como la huella hídrica, la pérdida de biodiversidad (Myllyviita et al., 2019) y la eutrofización necesitan ser estudiadas para mejorar las estimaciones del análisis de ciclo de vida (ACV). Esto permitiría identificar, categorizar y jerarquizar los impactos ambientales que deben ser mitigados por su grado de relevancia de acuerdo con los impactos globales de toda la cadena de suministro. Actualmente, según Cravino y Brazeiro (2021) la forestación de pastizales genera un impacto negativo a escala local en el ensamblaje de mamíferos nativos de tamaño mediano y grande, reduciendo la riqueza acumulada de especies y la tasa de captura de carbono, en comparación con los pastizales. Las modificaciones del ecosistema de agua dulce han demostrado que la descomposición de la hojarasca se inhibió en un 36% en Uruguay (Ferreira et al., 2019) sin diferencias significativas en la química del agua entre cuencas boscosas y no boscosas. Esta información no concuerda con la acidificación del agua reportada por Farley (2005) para la forestación en Uruguay. Al respecto, los estudios hidrológicos de las plantaciones forestales han informado una disminución de la descarga específica anual (~17%) para los años hidrológicos medios en relación con una cuenca con pastizales de campo natural (Silveira et al., 2016).

La sostenibilidad de todas las cadenas de suministro se destacará en un futuro próximo, en particular por las consecuencias directas e indirectas en el calentamiento global, característica que discriminarán las principales cadenas de suministro por sus impactos ambientales totales. Este hecho modificará la disposición a cambios en el precio de la madera debido a que la disponibilidad de materia prima podría no ser suficiente. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) ha iniciado políticas en esta dirección con las directrices de Evaluación y Desempeño Ambiental de la Ganadería de la FAO (Gerber et al., 2015). El sector forestal irá en la misma dirección (Côté et al., 2021; Myllyviita et al., 2019) y las comparaciones el desempeño ambiental entre proveedores será cada vez más importante (Auer y Rauch, 2021; Korol et al., 2020). La sostenibilidad de la cadena de suministro requerirá sistematizar los resultados de la investigación, principalmente en los países en desarrollo, al menos en cuanto a las descripciones mínimas sobre el conjunto común de categorías ambientales utilizadas en una evaluación del inventario de ciclo de vida (Clift, 2004; Giannakis y Papadopoulos, 2016). En este marco, la información de este trabajo señaló que Uruguay tiene la disponibilidad de materia prima para realizar una biorrefinería y buenos resultados primarios sobre algunos impactos ambientales. De todas maneras el enfoque actual no es suficiente para evitar los impactos en sus suelos y

aguas (Beretta-Blanco et al., 2019; Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2020). En el futuro, sería necesario mejorar la información sobre las huellas del agua y de biodiversidad.

5. Conclusiones

Basado en los resultados presentados, es posible cumplir con los requisitos de materia prima de una biorrefinería de segunda generación. Primero, se considera que utilizar trozas con diámetros entre 19 y 6 cm para mantener el equilibrio de nutrientes del suelo es un escenario de extracción de madera sostenible. En segundo lugar, las plantaciones de madera aserrable no mostraron ningún proceso significativo de erosión del suelo debido a las actividades de campo. En tercer lugar, el EROI y la HdeC mostraron valores aceptables y, por lo tanto, esta cadena de suministro puede considerarse sostenible de acuerdo con el conocimiento actual sobre los impactos ambientales publicados.

Financiamiento: Este estudio fue financiado por la Comisión Europea en el marco del proyecto BABET-REAL5 (Programa Horizonte 2020, Proyecto No. 654365).

6. Referencias

- Agricultura y Pesca-Banco Mundial. Montevideo. Uruguay. (2013). Available online: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/actualizacion-tecnica-del-modelo-para-cuantificacion-perdida-suelo-erosion> (accessed on 1 November 2021).
- Auer, V., Rauch, P. (2021). Wood Supply Chain Risks and Risk Mitigation Strategies: A Systematic Review Focusing on the Northern Hemisphere. *Biomass Bioenergy*, 148, 106001. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106001>
- BABET-REAL5 Consortium BABET-REAL5. Available online: <https://www.babet-real5.eu/> (accessed on 18 August 2021).
- Bentancor, L., Hernández, J., del Pino, A., Califra, Á., Resquín, F., & González-Barrios, P. (2019). Evaluation of the biomass production, energy yield and nutrient removal of *Eucalyptus dunnii* Maiden grown in short rotation coppice under two initial planting densities and harvest systems. *Biomass and Bioenergy*, 122, 165-174. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.019>
- Beretta-Blanco, A., Carrasco-Letelier, L. (2021). Relevant Factors in the Eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro. *Sci. Total Environ.*, 761, 143299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143299>
- Beretta-Blanco, A., Carrasco-Letelier, L. (2017). USLE/RUSLE K-Factors Allocated through a Linear Mixed Model for Uruguayan Soils. *Cienc. E Investig. Agrar.*, 44, 100–112. <https://doi.org/10.7764/rcia.v44i1.1622>
- Beretta-Blanco, A., Pérez, O., Carrasco-Letelier, L. (2019). Soil Quality Decrease over 13 Years of Agricultural Production. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 114, 45–55. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09990-3>

- Berg, S. (1997). Some Aspects of LCA in the Analysis of Forestry Operations. *J. Clean. Prod.*, 5, 211–217. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00040-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00040-1)
- Berg, S., Karjalainen, T. (2003). Comparison of Greenhouse Gas Emissions from Forest Operations in Finland and Sweden. *For. Int. J. For. Res.*, 76, 271–284. <https://doi.org/10.1093/forestry/76.3.271>
- Berg, S., Lindholm, E.L. (2005). Energy Use and Environmental Impacts of Forest Operations in Sweden. *J. Clean. Prod.*, 13, 33–42. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.09.015>
- Bonifacino, S., Resquín, F., Lopretti, M., Buxedas, L., Vázquez, S., González, M., Sapolski, A., Hirigoyen, A., Doldán, J., Rachid, C., et al. (2021). Bioethanol Production Using High Density *Eucalyptus* Crops in Uruguay. *Heliyon*, 7, e06031. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06031>
- Boscana, M., Boragno, L., Arriaga, E. (2021). *Estadísticas Forestales: Extracción, Producción, Consumo, Mano de Obra, Comercio Exterior*. 69.
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J. (2004). Environmental Impact Assessment of Agricultural Production Systems Using the Life Cycle Assessment Methodology: I. Theoretical Concept of a LCA Method Tailored to Crop Production. *Eur. Agron. J.*, 20, 247–264. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00024-8)
- Brundtland, G.H. (1987). *Our Common Future*; United Nations: New York, NY, USA, p. 300.
- Bustamante Silveira, M., Siri Prieto, G., Carrasco Letelier, L. (2021). Water footprints of bioethanol cropping systems in Uruguay. *Agric. Water Manag.* 252, 106870. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106870>.
- Cao, Y., Chen, S.S., Zhang, S., Ok, Y.S., Matsagar, B.M., Wu, K.C.W., Tsang, D.C.W. (2019). Advances in Lignin Valorization towards Bio-Based Chemicals and Fuels: Lignin Biorefinery. *Bioresour. Technol.*, 291, 121878. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121878>
- Carrasco-Letelier, L., Beretta, A. N. (2017). Soil Erosion by Water Estimated for 99 Uruguayan Basins. *Cienc. E Investig. Agrar.*, 44, 184–194.
- Carrasco-Letelier, L., Vázquez, D., D’Ottone, F., Resquin, F., Scoz, R., Vilaró, F., Rodríguez, G., Terra, J. (2013) *Revista INIA*; Instituto de Investigación Agropecuaria: Montevideo, Uruguay. pp. 46–40.
- Castaño, J.P.G., Ceroni, A., Furest, M., Aunchayna, J., Bidegain, R. (2011). Caracterización Agroclimática Del Uruguay 1980–2009; *Serie Técnica INIA*; Instituto de Investigación Agropecuaria: Montevideo, Uruguay. 193.
- Chiriboga, G., De La Rosa, A., Molina, C., Velarde, S., Carvajal C, G. (2020). Energy Return on Investment (EROI) and Life Cycle Analysis (LCA) of Biofuels in Ecuador. *Heliyon*, 6, e04213. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04213>
- Clericí, C., García-Préchac, F. (2001). Aplicaciones Del Modelo USLE/RUSLE Para Estimar Pérdidas de Suelo Por Erosión En Uruguay y La Región Sur de La Cuenca Del Río de La Plata. *Agrociencia*, V, 92–103.
- Clift, R. (2004). Metrics for supply chain sustainability. In *Technological Choices for Sustainability*; Sikdar, S.K., Glavič, P., Jain, R., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, pp. 239–253. https://doi.org/10.1007/978-3-662-10270-1_15

- Côté, S., Beaugregard, R., Margni, M., Bélanger, L. (2021). Using Naturalness for Assessing the Impact of Forestry and Protection on the Quality of Ecosystems in Life Cycle Assessment. *Sustainability*, 13, 8859. <https://doi.org/10.3390/su13168859>
- Cravino, A., Brazeiro, A. (2021). Grassland Afforestation in South America: Local Scale Impacts of Eucalyptus Plantations on Uruguayan Mammals. *For. Ecol. Manag.*, 484, 118937. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118937>
- Da Silva, P.H.M., Marco, M., Alvares, C.A., Lee, D., de Moraes, M.L.T., de Paula, R.C. (2019). Selection of Eucalyptus grandis Families across Contrasting Environmental Conditions. *Crop Breed. Appl. Biotechnol.* 19, 47–54. <https://doi.org/10.1590/1984-70332019v19n1a07>
- De, D., Naga Sai, M.S., Aniya, V., Satyavathi, B. (2021). Strategic Biorefinery Platform for Green Valorization of Agro-Industrial Residues: A Sustainable Approach towards Biodegradable Plastics. *J. Clean. Prod.* 2021, 290, 125184. *Forests*, 12, 1609. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125184>
- DGRNR. (2021). (Dirección General de Recursos Naturales Renovables) Cartografía Digital de Grupos de Suelos CONEAT (Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de La Tierra) de La República Oriental Del Uruguay (Online). Available online: <http://web.renare.gub.uy/js/visores/coneat/> (accessed on 23 August).
- DGRNR, (Dirección General de Recursos Naturales Renovables) Modelo Digital de Terreno de La República Oriental Del Uruguay.
- DIEA. (2018). Agricultural Statistic Yearbook 2018 (Anuario Estadístico Agropecuario 2018); Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Editorial Hemisferio Sur (In Spanish): Montevideo, Uruguay.
- Dirección General Forestal Resultados de La Cartografía Forestal Nacional 2018; Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca: Montevideo, Uruguay, 2018; p. 22.
- Dirección Nacional de Catastro Visualizador de geoCatastro. (2021). Available online: <http://visor.catastro.gub.uy/visordnc/> (accessed on 23 August).
- División Evaluación e Información. (2021). Dirección General Forestal, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca: Montevideo, Uruguay, p. 69.
- Doldán, J. (2006). *Evaluación de Parámetros de Calidad de Eucalyptus globulus y Eucalyptus maidenii de Plantaciones Uruguayas Para Pulpa de Celulosa*; LATU: Montevideo, Uruguay, p. 8.
- Duque, A., Doménech, P., Álvarez, C., Ballesteros, M., Manzanares, P. (2020). Study of the Bioprocess Conditions to Produce Bioethanol from Barley Straw Pretreated by Combined Soda and Enzyme-Catalyzed Extrusion. *Renew. Energy*, 158, 263–270. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.130>
- Durán, A., Califra, A., Molino, J., Lynn, W. (2006). *Keys to Soil Taxonomy for Uruguay*; US Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service: Washington, DC, USA.
- Durán, A., García-Préchac, F. (2007). *Suelos Del Uruguay. Origen, Clasificación, Manejo y Conservación*; Hemisferio Sur: Montevideo, Uruguay. Volume II.
- Elkington, J. (1998). Partnerships from Cannibals with Forks: The Triple Bottom Line of 21st-Century Business. *Environ. Qual. Manag.* 8, 37–51. <https://doi.org/10.1002/tqem.3310080106>

- Farley, K.A. (2005). Effects of Afforestation on Water Yield: A Global Synthesis with Implications for Policy. *Glob. Change Biol.*, 11, 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Ferrari, M.D., Guigou, M., Lareo, C. (2013). Energy Consumption Evaluation of Fuel Bioethanol Production from Sweet Potato. *Bioresour. Technol.*, 136, 377–384. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.045>
- Ferreira, V., Boyero, L., Calvo, C., Correa, F., Figueroa, R., Gonçalves, J.F., Goyenola, G., Graça, M.A.S., Hepp, L.U., Kariuki, S. et al. (2019). A Global Assessment of the Effects of *Eucalyptus* Plantations on Stream Ecosystem Functioning. *Ecosystems*, 22, 629–642. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0292-7>
- Foster, G.R., McCool, D.K., Renard, K.G., Moldenhauer, W.C. (1981). Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI Metric Units. *Soil Water Conserv.*, 36, 355–359.
- García-Préchac, F. (1992). *Guía Para la Toma de Decisiones en Conservación de Suelos: 3a. Aproximación*; Serie Técnica INIA; INIA Uruguay: Montevideo, Uruguay.
- García-Préchac, F., Durán, A. (1998). Propuesta de estimación del impacto de la erosión sobre la productividad del suelo en Uruguay. *Agrociencia Urug.* 2, 26–36.
- García-Prechac, F., Durán, A. (2001). Estimating Soil Productivity Loss Due to Erosion in Uruguay in Terms of Beef and Wool Production on Natural Pastures. In *Proceedings of the Sustaining the Global Farm*; Stott, D.E., Mohtar, R.H., Steinhart, G.C., Eds.; Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory: West Lafayette, Indiana, USA, pp. 040–045.
- García-Préchac, F., Hill, M., Clericí, C. (2013). Erosión: modelo de estimación de erosión de suelos en Uruguay y región sur de la Cuenca del Plata (programa informático). Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República-Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca-Banco Mundial, Montevideo, Uruguay.
- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M.L., Montanarella, L. et al. (2014). *Atlas de Suelos de América Latina y El Caribe*; Comisión Europea, Oficina de Publicaciones de la Unión Europea: Luxembourg. Altamirano, A.; Da Silva, H.; Durán, A.; Echevarría, A.; Panario, D.; Puentes, R. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay.
- Gerber, P.J., Mottet, A., Opio, C.I., Falcucci, A., Teillard, F. (2015). Environmental Impacts of Beef Production: Review of Challenges and Perspectives for Durability. *Meat Sci.* 109, 2–12. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2015.05.013>
- Giannakis, M., Papadopoulos, T. (2016). Supply Chain Sustainability: A Risk Management Approach. *Int. J. Prod. Econ.*, 171, 455–470. <https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2015.06.032>
- Grahmann, K., Rubio Dellepiane, V., Terra, J.A., Quincke, J.A. (2020). Long-term observations in contrasting crop-pasture rotations over half a century: Statistical analysis of chemical soil properties and implications for soil sampling frequency. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 287, 106710. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106710>
- Green Delta OpenLCA. (2020). Green Delta: Berlin, Germany.
- Hall, C.A.S., Balogh, S., Murphy, D.J.R. (2009). What Is the Minimum EROI That a Sustainable Society Must Have? *Energies*, 2, 25–47. <https://doi.org/10.3390/en20100025>
- Hall, C.A.S., Dale, B.E., Pimentel, D. (2011). Seeking to Understand the Reasons for Different Energy Return on Investment (EROI) Estimates for Biofuels. *Sustainability*. 3, 2413–2432. <https://doi.org/10.3390/su3122413>.

- Hall, C.A.S., Lambert, J.G., Balogh, S.B. (2014). EROI of Different Fuels and the Implications for Society. *Energy Policy*, 64, 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.05.049>
- Hall, C.A.S., Powers, R., Schoenberg, W. (2008). *Peak Oil, EROI, Investments and the Economy in an Uncertain Future*. In *Biofuels, Solar and Wind as Renewable Energy Systems*; Pimentel, D., Ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands. pp. 109–132, ISBN 978-1-4020-8653-3. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0_5
- Heller, M.C., Keoleian, G.A., Volk, T.A. (2003). Life Cycle Assessment of a Willow Bioenergy Cropping System. *Biomass Bioenergy*, 25, 147–165. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00190-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00190-3)
- Hernández, J., del Pino, A., Hitta, M., Lorenzo, M. (2016). Management of Forest Harvest Residues Affects Soil Nutrient Availability during Reforestation of Eucalyptus grandis. *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, 105, 141–155. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9781-2>
- Hernández, J., del Pino, A., Salvo, L., Arrarte, G. (2009). Nutrient Export and Harvest Residue Decomposition Patterns of a Eucalyptus dunnii Maiden Plantation in Temperate Climate of Uruguay. *For. Ecol. Manag.*, 258, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.050>
- Hill, J., Nelson, E., Tilman, D., Polasky, S., Tiffany, D. (2006). Environmental, Economic, and Energetic Costs and Benefits of Biodiesel and Ethanol Biofuels. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 103, 11206–11210. <https://doi.org/10.1073/pnas.0604600103>
- Howes T. The EU's new renewable energy directive (2009/28/EC). The new climate policies of the European Union: Intern. *Legis. Clim. Dipl.* 2010, 15,3.
- Hu, Y., Hall, C.A.S., Wang, J., Feng, L., Poisson, A. (2013). Energy Return on Investment (EROI) of China's Conventional Fossil Fuels: Historical and Future Trends. *Energy*, 54, 352–364. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.01.067>
- Kim, S., Dale, B.E. (2005). Life Cycle Assessment of Various Cropping Systems Utilized for Producing Biofuels: Bioethanol and Biodiesel. *Biomass Bioenergy*. 29, 426–439. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.06.004>
- Koberg, E., Longoni, A. (2019). A Systematic Review of Sustainable Supply Chain Management in Global Supply Chains. *J. Clean. Prod.*, 207, 1084–1098. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.033>
- Korol, J., Hejna, A., Burchart-Korol, D., Wachowicz, J. (2020). Comparative Analysis of Carbon, Ecological, and Water Footprints of Polypropylene Based Composites Filled with Cotton, Jute and Kenaf Fibers. *Materials*, 13, 3541. <https://doi.org/10.3390/ma13163541>
- Kottke, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated. *Meteorol. Z.*, 15, 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Lima, M.A., Gomez, L.D., Steele-King, C.G., Simister, R., Bernardinelli, O.D., Carvalho, M.A., Rezende, C.A., Labate, C.A., deAzevedo, E.R., McQueen-Mason, S.J. et al. (2014). Evaluating the Composition and Processing Potential of Novel Sources of Brazilian Biomass for Sustainable Biorenewables Production. *Biotechnol. Biofuels*. 7, 10. <https://doi.org/10.1186/1754-6834-7-10>

- Lo, S.L.Y., How, B.S., Leong, W.D., Teng, S.Y., Rhamdhani, M.A., Sunarso, J. (2021). Techno-Economic Analysis for Biomass Supply Chain: A State-of-the-Art Review. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 135, 110164. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110164>
- Macedo, I., Terra, J.A., Siri-Prieto, G., Velazco, J.I., Carrasco-Letelier, L. (2021). Rice-Pasture Agroecosystem Intensification Affects Energy Use Efficiency. *J. Clean. Prod.*, 278, 123771. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123771>
- MAP/DSF. (1976). *Carta de Reconocimiento de Suelos Del Uruguay. Tomo III Apéndice-Parte I y Parte II. Descripciones, Datos Físicos y Químicos de Los Suelos Dominantes*; Dirección de Suelos y Fertilizantes, Ministerio de Agricultura y Pesca: Montevideo, Uruguay.
- Martínez-Alonso, C., Berdasco, L., González, L., Martínez, S. (2012). Huella de carbono de un producto de madera de castaño (Proyecto piloto en Asturias). *Prog. For.* 29, 35–39.
- McCallum, D. (2021). Carbon Footprint of New Zealand. Laminated Veneer Lumber SCION – Next Generation Biomaterials; 2010. Available online: <http://www.nelsonpine.co.nz/wp-content/uploads/Carbon-Footprint-of-NZ-LVL-Dec10-FINAL.pdf> (accessed on 1st November).
- Meena, M., Shubham, S., Paritosh, K., Pareek, N., Vivekanand, V. (2021). Production of Biofuels from Biomass: Predicting the Energy Employing Artificial Intelligence Modelling. *Bioresour. Technol.*, 340, 125642. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125642>
- Murphy, D.J., Hall, C.A.S., Powers, B. (2011). New Perspectives on the Energy Return on (Energy) Investment (EROI) of Corn Ethanol. *Environ. Dev. Sustain.*, 13, 179–202. <https://doi.org/10.1007/s10668-010-9255-7>
- Myllyviita, T., Sironen, S., Saikku, L., Holma, A., Leskinen, P., Palme, U. (2019). Assessing Biodiversity Impacts in Life Cycle Assessment Framework - Comparing Approaches Based on Species Richness and Ecosystem Indicators in the Case of Finnish Boreal Forests. *J. Clean. Prod.*, 236, 117641. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117641>
- Nagy, C.N. (1609). *Energy Coefficients for Agriculture Inputs in Western Canada.*; Centre for Studies in Agriculture, Law and the Environment, University of Saskatchewan: Saskatoon, SK, USA, 1999. Forests 2021, 12.
- Pachauri, R.K., Allen, M.R., Barros, V.R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J.A., Clarke, L., Dahe, Q., Dasgupta, P., Dubash, N.K. (2014). *Proceedings of the IPCC Fifth Assessment Synthesis Report-Climat Change 2014 Synthesis Report*; IPCC: Geneva, Switzerland.
- Pimentel, D. (1980). *Handbook of Energy Utilization in Agriculture*; CRC press: Boca Raton, FL, USA.
- Pimentel, D., Patzek, T. (2008). Ethanol Production Using Corn, Switchgrass and Wood; Biodiesel Production Using Soybean. In *Biofuels, Solar and Wind as Renewable Energy Systems: Benefits and Risks*; Pimentel, D., Ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands. pp. 373–394, https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0_15
- Poveda-Giraldo, J.A., Solarte-Toro, J.C., Cardona Alzate, C.A. (2021). The Potential Use of Lignin as a Platform Product in Biorefineries: A Review. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 138, 110688. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110688>
- PROBIO (2015). *Mejoramiento en la Calidad de la Información Vinculada con la Utilización de la Biomasa Forestal*; MVOTMA, INIA: Tacuarembó, Uruguay. p. 34.

- QGIS Geographic Information System. (2021). Open Source Geospatial Foundation Project; 2021. Available online: <https://qgis.org/es/site/> (accessed on 1 November).
- Resolución Del Modelo 30 × 30 Metros (Online) [Digital Terrain Model of the Eastern Republic of Uruguay: Model Resolution of 30 × 30 Meters]; 2014. Available online: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tramites-y-servicios/servicios/modelo-digital-terreno/> (accessed on 23 August 2021).
- Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Carrasco-Letelier, L., Casnati, C.R. (2019). Influence of Contrasting Stocking Densities on the Dynamics of Above-Ground Biomass and Wood Density of *Eucalyptus benthamii*, *Eucalyptus dunnii*, and *Eucalyptus grandis* for Bioenergy in Uruguay. *For. Ecol. Manag.*, 438, 63–74. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.007>
- Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Carrasco-Letelier, L., Casnati, C.R., Bentancor, L. (2020a). Evaluation of the Nutrient Content in Biomass of *Eucalyptus* Species from Short Rotation Plantations in Uruguay. *Biomass Bioenergy*, 134, 105502. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105502>
- Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Carrasco-Letelier, L., Rachid-Casnati, C. (2020b). Influence of Age and Planting Density on the Energy Content of *Eucalyptus Benthamii*, *Eucalyptus Dunnii* and *Eucalyptus Grandis* Planted in Uruguay. *New For.*, 51, 631–655. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105502>
- Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Rachid-Casnati, C., Hirigoyen, A., Carrasco-Letelier, L., Duque-Lazo, J. (2018). Allometry, Growth and Survival of Three *Eucalyptus* Species (*Eucalyptus benthamii* Maiden and Cambage, *E. dunnii* Maiden and *E. grandis* Hill ExMaiden) in High-Density Plantations in Uruguay. *Forests*, 9, 745. <https://doi.org/10.3390/f9120745>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J. et al. (2009). A Safe Operating Space for Humanity. *Nature*, 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Romanelli, T.L., Milan, M. (2010). Energy Performance of a Production System of *Eucalyptus*. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 14, 896–903. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000800015>
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., Shiina, T.A. (2009). Review of Life Cycle Assessment (LCA) on Some Food Products. *J. Food Eng.*, 90, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>
- Royo Pallares, O., Berretta, E.J., Maraschin, G.E. (2005). Chapter 5: The South American Campos Ecosystem. In *Grasslands of the World*; Plant Production and Protection Series; FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations): Rome, Italy. pp. 171–220, ISBN 92-5-105337-5.
- Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., Martínez, L. (2016). Effects of Afforestation on Groundwater Recharge and Water Budgets in the Western Region of Uruguay. *Hydrol. Process.*, 30, 3596–3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>
- Simoes, A. (2021). Uruguay (URY) Exports, Imports, and Trade Partners. OEC Obs. Econ. Complex. Available online: <https://oec.world/en/profile/country/ury> (accessed on 1st November).

- Sivagurunathan, P., Raj, T., Mohanta, C.S., Semwal, S., Satlewal, A., Gupta, R.P., Puri, S.K., Ramakumar, S.S.V., Kumar, R. (2021). 2G Waste Lignin to Fuel and High Value-Added Chemicals: Approaches, Challenges and Future Outlook for Sustainable Development. *Chemosphere*, 268, 129326. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129326>
- Stora Enso Montes Del Plata Mill. (2021). Available online: <https://www.storaenso.com/en/about-stora-enso/stora-enso-locations/montes-del-plata-mill> (accessed on 23 August).
- Symons, K., Dowdell, D., Butler, J., Vickers, J., Wakelin, S., Rawlinson, D. Timber, Carbon and the Environment; NZ Wood Design Guides; Wood Processors and Manufacturers Association: 2020. Available online: <https://www.wpma.org.nz/uploads/1/3/2/8/132870817/ch-2.1-trees-carbon-and-the-environment.pdf> (accessed on 1st November 2021). *Forests* 2021, 12, 1609.
- Townsend, J.M., Hall, C.A.S., Volk, T.A., Murphy, D., Ofezu, G., Powers, B., Quaye, A., Serapiglia, M. (2014). Energy Return on Investment (EROI), Liquid Fuel Production, and Consequences for Wildlife. In *Peak Oil, Economic Growth, and Wildlife Conservation*; Gates, J.E., Trauger, D.L., Czech, B., Eds.; Springer: New York, NY, USA. pp. 29–61. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-1954-3_2
- Ulbanere, R., Ferreira, W. (1989). Energetic Balance Analysis for Corn Production in Sao Paulo State-Southeast Brazil; Analise Do Balanco Energetico Para a Producao de Milho No Estado de Sao Paulo. *Energ. Na Agric.*, 4, 35–42.
- UPM Pulp Direct 3/2017 - UPM Fray Bentos Has Been Serving Customers for 10 Years. Available online: <https://www.upm.com/about-us/for-media/releases/2017/11/pulp-direct-32017---upm-fray-bentos-has-been-serving-customers-for-10-years/> (accessed on 23 August 2021).
- UPM, UPM's Top Management Met with Uruguay's President Dr. Tabaré Vázquez. Available online: <https://www.upm.com/about-us/for-media/releases/2019/02/upm-top-management-met-with-uruguays-president-dr-tabare-vazquez/> (accessed on 23 August 2021).
- Weißbach, D., Ruprecht, G., Huke, A., Czerski, K., Gottlieb, S., Hussein, A. (2013). Energy Intensities, EROIs (Energy Returned on Invested), and Energy Payback Times of Electricity Generating Power Plants. *Energy*, 52, 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.01.029>
- Zhao, Y., Shakeel, U., Saif Ur Rehman, M., Li, H., Xu, X., Xu, J. (2020). Lignin-Carbohydrate Complexes (LCCs) and Its Role in Biorefinery. *J. Clean. Prod.*, 253, 120076.

Balance preliminar fuente/demanda de biomasa para diferentes usos en el norte de México

Rigoberto Rosales Serna¹, Julio César Ríos Saucedo¹, Artemio Carrillo Parra², Rafael Jiménez Ocampo¹, Saúl Santana Espinoza¹, Donají Sierra Zurita^{1*}

¹INIFAP-Durango, Campo Experimental Valle del Guadiana (CEVAG), km 4.5 Carr. Durango-El Mezquital, C. P. 34170. Durango, México.

²Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera (ISIMA), Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED), Boulevard del Guadiana Núm. 501, Colonia Torre de Institutos, C. P. 34120. Durango, México.

*Autor para correspondencia: sierra.donaji@inifap.gob.mx

1. Introducción

La demanda de biomasa ha crecido en los ámbitos forestal, agrícola, pecuario y diferentes sectores industriales, como el maderero, papelerero y bioenergético. Esto ha generado una competencia fuerte entre las fuentes de biomasa debido a la demanda alta que existe actualmente por este insumo en los diferentes ecosistemas y sectores productivos. Derivado de lo anterior, se inició la evaluación sistemática de fuentes naturales y cultivadas de biomasa en el norte de México (Rosales et al., 2018). En la primera fase, se consideró necesario establecer los volúmenes disponibles en cada una de las fuentes de biomasa y la demanda generada en forma local, incluyendo las cadenas tróficas y la sostenibilidad productiva en las actividades económicas. Posteriormente, se evaluará la composición química y calidad de la biomasa con la finalidad de establecer su utilidad en cada uno de los usos domésticos, agropecuarios e industriales.

La competencia por la biomasa en el área agrícola se generó por la necesidad de su incorporación directa para incrementar la materia orgánica del suelo y la elaboración de abonos orgánicos como compost, Bocashi, té de composta y lombricompost, entre otros. En la producción pecuaria, que incluye principalmente la crianza de ganado bovino, caprino, bovino, equino y aviar, la demanda de biomasa vegetal es para utilizarla como forraje y

como complemento en la formulación de dietas completas para la alimentación animal. En la industria maderera se requiere biomasa para elaborar madera de ingeniería, con la finalidad de eficientizar los procesos y reducir la presión ejercida sobre los ecosistemas del bosque templado, pino-encino y matorral micrófilo. En dichos ecosistemas, se extrae también humus (tierra de monte) para utilizarla como abono vegetal y leña para la generación de bioenergía. La industria energética, requiere grandes cantidades de biomasa para elaborar carbón vegetal, astillas, pélets y briquetas útiles en la generación de energía calorífica en el ámbito doméstico e industrial.

En el estado de Durango, México, por su situación geográfica existe una gama amplia de especies endémicas e introducidas que muestran capacidad alta para la acumulación de biomasa en condiciones limitantes de humedad y nutrientes del suelo. Dichas especies deben ser evaluadas sistemáticamente en condiciones locales, con el fin de establecer su utilidad en la producción intensiva de biomasa para usos múltiples. Con ello, se busca reducir la presión ejercida sobre los ecosistemas y al mismo tiempo, favorecer la sostenibilidad en diferentes sectores productivos del estado. Además, es necesario fortalecer la economía y el nivel de vida de la población duranguense que habita en zonas marginadas del estado. El objetivo de este estudio fue establecer un balance preliminar fuente/demanda de biomasa para diferentes usos en el norte de México.

2. Antecedentes

Las plantas forman parte de un grupo reducido de organismos (autótrofos) que producen sus propios alimentos, representados principalmente por carbohidratos simples y polímeros, derivados de la glucosa ($C_6H_{12}O_6$); así como minerales y productos elaborados para almacenamiento, como proteínas, grasa y fibra. La acumulación constante de los compuestos anteriores da como resultado el crecimiento de las plantas, lo cual representa la biomasa que puede ser utilizada con fines variados entre los que sobresale la alimentación humana e insumos para actividades secundarias. La biomasa es el conjunto heterogéneo de materiales orgánicos que se producen por vía biológica en un pasado inmediato, así como a los productos derivados de dichos materiales (Romero, 2010). En la actualidad, se considera necesario identificar especies vegetales que muestren capacidad alta para la producción de biomasa en un periodo corto de tiempo. Es decir, se requieren plantas de crecimiento rápido, que utilizan de forma eficiente los recursos del medio donde se desarrollan, especialmente agua, temperatura y nutrientes del suelo.

La especie humana y otras comunidades de organismos heterótrofos dependen del uso racional de los productos y subproductos de origen vegetal. En Durango, se observan perturbaciones significativas en diferentes ecosistemas, lo cual se deriva de actividades antropogénicas, efectos ambientales y del flujo de especies exóticas en el territorio estatal. El ecosistema más representativo en Durango es el bosque mixto de clima templado con 32 315 km², lo cual representa 26,2% del territorio estatal (González et al., 2006; CONABIO, 2021) y es seguido por el matorral xerófilo que ocupa 23 859 km² (Cuadro 1), lo que representa el 19,4% de la superficie estatal, que tiene en total un poco más de 123 364 km² (INEGI, 2022). Otras comunidades vegetales de importancia son: matorral

de clima semiseco, bosque de encino, bosque de coníferas y pastizal mediano abierto; así como, una proporción alta de vegetación secundaria derivada de la perturbación de diferentes ecosistemas.

Cuadro 1. Extensión territorial de diferentes comunidades vegetales en Durango.

Ecosistema	Superficie (km ²)	% estatal
<i>Bosque mixto</i>	32 315	26,2
<i>Matorral xerófilo</i>	23 859	19,4
<i>Matorral clima semiseco</i>	12 839	10,4
<i>Bosque de encino</i>	7 448	6,1
<i>Bosque de coníferas</i>	6 119	5,0
<i>Pastizal</i>	5 396	4,4

(González et al., 2006); (CONABIO, 2021).

La tasa de deforestación en México alcanzó un promedio de 155 mil hectáreas anuales (PND, 2013), lo cual se relacionó con la extracción constante de insumos necesarios para la generación de energía, así como por el cambio en el uso del suelo para la realización de actividades agrícolas y ganaderas. El bosque templado muestra perturbación considerable debido a la presión ejercida por la extracción de madera, leña, materia orgánica y humus, así como por la disponibilidad baja de biocombustibles en México (Aguilar, 2017). Se considera que la superficie perturbada alcanza 2,2 millones de hectáreas en los bosques templados del estado de Durango (SEMARNAT, 2014), los cuáles son considerados como la reserva forestal más importante de México. Además, se considera que cerca del 70% del matorral de las zonas semiáridas presentan cierto nivel de deterioro, lo que afecta el rendimiento y biodiversidad en los sistemas productivos de los sectores agropecuario y forestal (SEMARNAT, 2015).

Para revertir los procesos de degradación, se ha promovido el establecimiento de plantaciones forestales comerciales, principalmente en terrenos agrícolas, marginales y en desuso. Adicionalmente, se busca producir biomasa en forma intensiva, revertir la perturbación del bosque, disminuir costos de producción e incrementar la disponibilidad de materias primas para la industria maderera y bioenergética. En la actualidad se busca identificar especies de crecimiento rápido para incrementar la eficiencia en diferentes actividades económicas, las cuales necesitan disponibilidad alta de biomasa para abastecer los requerimientos humanos, agropecuarios e industriales. No obstante a lo anterior, la producción de biomasa enfrenta diferentes problemas, entre los que se pueden mencionar el desconocimiento de las especies, disponibilidad reducida de planta de calidad para establecer plantaciones comerciales y falta de tecnología para optimizar la producción y procesamiento eficiente de cada especie.

Entre las demandas de biomasa más importantes se deben incluir las cadenas tróficas, mantenimiento de la fertilidad natural del suelo y los diferentes requerimientos antropogénicos. La presión más alta se genera por las necesidades humanas de biomasa, tanto para la generación de bienes de consumo directo como para el desarrollo de diferentes

actividades primarias y secundarias. La obtención de biomasa debe incluir la evaluación sistemática de especies vegetales y sus interacciones con el ambiente de producción. Además, se requiere la modernización de la tecnología de manejo de especies de crecimiento rápido con la finalidad de optimizar el rendimiento, reducir costos y contribuir a la sostenibilidad productiva de biomasa.

El estado de Durango tiene potencial alto para incrementar la competitividad forestal, agropecuaria e industrial, mediante la producción alta y sostenible de biomasa. Con ello, se reducirán los costos de producción en diferentes actividades económicas, mediante el uso de materias primas, biocombustibles, forrajes y abonos orgánicos de precio bajo y preferentemente elaborados en forma local a partir de materiales lignocelulósicos obtenidos en forma intensiva. En los últimos años, se ha avanzado en la identificación de especies vegetales de crecimiento rápido, es decir que muestran capacidad alta para la producción de biomasa lignocelulósica en un periodo corto de tiempo y que además, utilizan de forma eficiente los recursos del ambiente en el que se desarrollan. El uso de estas especies contribuirá a la sostenibilidad de la agricultura y en el incremento de la competitividad y desarrollo económico de México. Es necesario analizar la relación fuente/demanda de biomasa para reducir los niveles de competencia, incrementar la eficiencia productiva y favorecer la sostenibilidad en Durango.

Biomasa Forestal

En México, en un periodo de 25 años (1993-2017), se obtuvo una producción anual promedio de madera de 6,8 millones de m³ rollo. Durante el mismo periodo, el principal productor forestal de México fue el estado de Durango, con un promedio de 1,9 millones de m³ anuales (28%); le siguió el estado de Chihuahua con 1,3 millones de m³ anuales en promedio (19,4%). El género pino (*Pinus* spp.) es la fuente forestal con aprovechamiento mayor en México. Este género representa casi el 90% del volumen total aprovechado en Durango, mientras que en Chihuahua alcanza el 95% (Barrera *et al.*, 2021). Por su variedad, abundancia y distribución, el género *Pinus* es uno de los componentes más importantes en la vegetación de clima templado en México, ocupa un lugar primordial desde el punto de vista ecológico, forestal e industrial, tanto en la producción maderable como en la no maderable (Pérez y Dávalos, 2016). En Durango, las especies más importantes de pino con base en la superficie estimada de ocupación, compartida con otras dos entidades de presencia, son: *P. douglasiana* (10 435 km²), *P. teocote* (10 070 km²), *P. leiophylla* (8 391 km²), *P. herrerae* (7 135 km²), *P. arizonica* (2 647 km²), *P. ayacahuite* (1 597 km²), *P. engelmannii* (819 km²), *P. lumholtzii* (275 km²), y *P. durangensis* (0,1 km²) (Aceves *et al.*, 2017).

En forma adicional a la producción maderera, se tiene la disposición final de aserrín y otros residuos, los cuales representan un problema creciente en la industria de la madera en Durango, ya que en los aserraderos se producen anualmente grandes cantidades de este subproducto (Fregoso *et al.*, 2016). A nivel local, la SEMARNAT (2013) estimó la producción forestal maderable del estado de Durango en 1 948 723 m³ correspondientes a 78% del rendimiento promedio, lo que arroja un total de 428 719 m³ de subproducto residual generado en los aprovechamientos forestales. En esta entidad, se han establecido métodos industriales para el uso de los subproductos de origen forestal en la elaboración de biocombustibles (pélets, briquetas), tablero y otros bienes (Carrillo *et al.*, 2021).

Otras especies y productos forestales

En Durango, existen múltiples especies endémicas con potencial para su utilización en la producción sostenible de biomasa para diferentes fines, entre las que sobresalen el encino (*Quercus* spp.), madroño (*Arbutus* spp.) y mezquite (*Prosopis laevigata* y *P. glandulosa*). También, existen algunas especies exóticas como jarilla o hierba de la cucaracha (*Dodonaea viscosa*) y zacate rosado (*Melinis repens*) que han resultado exitosas en esta entidad. En el caso de encino se desconocen las existencias precisas, aunque se estima una superficie de 7 468 km² en la Sierra Madre Occidental (González et al., 2017). Lo anterior, debido principalmente a la multiplicidad de especies y a la predominancia de las poblaciones mixtas con pino, matorral xerófilo, pastizal y otras comunidades vegetales (González et al., 2012). El encino es preferentemente utilizado en la elaboración de carbón, duela y como complemento en herramientas, por su dureza y durabilidad.

El madroño (*Arbutus* spp.) y el enebro (*Juniperus deppeana*) son especies que generan biomasa de uso limitado en Durango, de la cual se obtienen cantidades altas durante la eliminación completa de la vegetación del bosque templado, conocida como corta total "matarrasa". Con base en lo anterior, es necesario establecer la utilidad de esta biomasa en otras actividades adicionales a la utilización realizada actualmente (REVIB, 2022). En el caso del mezquite, se tiene una superficie potencial de 44 211 ha (Trucíos et al., 2011), lo cual puede ser utilizada como un área inicial de amortiguamiento para realizar el uso sostenible de la especie. El mezquite es una especie de importancia ecológica debido a su capacidad para fijar nitrógeno atmosférico, estabilización del suelo, fuente de biomasa para fertilización natural (islas de fertilidad), cerca viva y elaboración de carbón y artesanías. Las poblaciones naturales de estas especies deben fortalecerse con el establecimiento de plantaciones comerciales, para reducir la presión ejercida sobre las comunidades vegetales del norte de México.

Por otra parte, la jarilla (*Dodonaea viscosa*) es considerada como una especie invasora de agresividad alta en el estado de Durango, que ha causado daño considerable en los ecosistemas de pastizal, matorral y bosque mixto de pino-encino. La jarilla, se conoce también en algunos sitios como "hierba de la cucaracha" y ha proliferado en terrenos perturbados del pastizal mediano abierto, matorral y bosque mixto de *Pinus-Quercus*, bosque tropical caducifolio y bosque de coníferas (CONAFOR, 2017). Se cree que la jarilla es originaria de Australia (Rani et al., 2009; PROTA, 2017), India y África (BioNet-EAFRINET, 2017), de donde se dispersó a todos los continentes. Actualmente, la jarilla es considerada como especie exitosa en diferentes municipios de Durango, como son: Durango, Nombre de Dios y El Mezquital. Con base en la problemática generada por la jarilla se considera necesario detener y en su caso revertir el avance de la superficie vegetada por esta especie, debido al daño ecológico que ha ocasionado en áreas utilizadas para alimentar el ganado bovino. En dicho ecosistema, se observó reducción de la capacidad de carga animal (producción de forraje) y se incrementó el coeficiente de agostadero, lo cual se relacionó con el requerimiento de una cantidad mayor de superficie para alimentar cada cabeza de ganado. Además, el avance de las poblaciones naturales de jarilla causó pérdida de biodiversidad en los diferentes ecosistemas del estado de Durango.

Es necesario realizar estudios productivos, industriales y económicos; así como para la prospección de inventarios, con la finalidad de establecer la posibilidad de aprovechar las poblaciones naturales de jarilla como insumo en diferentes actividades y lograr con ello, la obtención de beneficios económicos para los productores de áreas marginadas del estado de Durango.

Además, esta especie es considerada como una fuente importante de polen y néctar, por parte de los apicultores (Sivaram, 2001; González, 2007), y su biomasa es densa y durable, por lo que puede usarse como material de construcción y combustible (Salazar et al., 2015); así como, en la elaboración de herramientas, trampas de pesca y como tutores en la producción de hortalizas con guías trepadoras (jitomate y frijol ejotero) y en la elaboración de artesanías (González, 2007). El uso integral de la jarilla dará utilidad a especies vegetales ecológicamente exitosas y generará empleos y beneficios económicos, útiles en el incremento del nivel de vida en varios municipios de Durango.

Plantaciones Comerciales Forestales

Entre 2010 y 2018, se establecieron paulatinamente un total de 19 211 ha de plantaciones forestales comerciales con diferentes especies de pino (*Pinus* spp.) en varios municipios del estado de Durango (Cuadro 2). El municipio de Canatlán fue el que acumuló una superficie mayor dedicada a la plantación de especies forestales (10 003 ha), en comparación con Durango, Nuevo Ideal y Poanas, entre otros municipios. Se consideró necesario seleccionar especies apropiadas a un determinado sitio, con la finalidad de favorecer la adaptación, crecimiento y desarrollo de las plantas. A pesar de lo anterior, se incluyeron municipios con condiciones poco apropiadas para el crecimiento y desarrollo del pino, como fue el caso de Guadalupe Victoria, situado en un área templada semiárida. Entre las especies de tipo forestal más utilizadas en las plantaciones de Durango se consideró el pino prieto (*Pinus greggii*) (Maldonado y Návar, 2002; PROFEPA, 2018). Esta especie se utiliza principalmente para la producción de pinos de navidad, madera, astilla, postes y biomasa para diferentes fines. Otras especies de importancia, por la superficie establecida fueron *P. cembroides* y *P. engelmannii*, las cuales son utilizadas principalmente con fines de producción de piñones el primero y estéticos el segundo, aunque sobresale también por las propiedades de la madera, adaptabilidad y volumen maderable (Ávila et al., 2016). Como objetivo secundario se puede mencionar la producción de biomasa, para diferentes usos, aunque se pierde claridad en el destino utilitario de las plantaciones comerciales.

Cuadro 2. Especies del género *Pinus* usadas en plantaciones forestales establecidas en Durango.

Especie	Superficie Establecida por Municipio (ha)				Total
	Canatlán	Durango	Nuevo Ideal	Otros	
<i>P. greggii</i>	7 537	305	1 505	747	10 094
<i>P. cembroides</i>	48	480	--	3 604	4 132
<i>P. engelmannii</i>	2 118	1 499	--	274	3 891
<i>P. cooperi</i> + <i>P. engelmannii</i>	300	405	--	86	791
<i>P. durangensis</i> + <i>P. cooperi</i>	--	--	--	152	152
<i>P. cooperi</i>	--	81	--	--	81
<i>P. greggii</i> + <i>P. eldarica</i>	--	11	34	--	45
<i>P. arizonica</i>	--	--	--	25	25
Total	10 003	2 781	1 539	4 888	19 211

Elaboración propia con datos de PROFEPA, 2018.

El periodo de crecimiento del arbolado, entre la plantación y el aprovechamiento forestal, es largo (> 10 años), lo cual retrasa la obtención de percepciones económicas. Lo anterior, ha desalentado el establecimiento de plantaciones comerciales de pino prieto y algunos productores desisten para dar continuidad al cultivo. Con ello, se pierde la inversión inicial y se propicia la pérdida de los beneficios económicos derivados del aprovechamiento forestal. Se han desarrollado estudios con sistemas agroforestales *Pinus greggii*-frijol, los cuales son económicamente rentables, sostenibles, proporcionan alimentos para los productores y superan a los sistemas tradicionales de monocultivo (Borja et al., 2016). Con dichos sistemas, los productores agrícolas y forestales del estado de Durango pueden incrementar la competitividad y los beneficios económicos obtenidos por unidad de superficie. Adicionalmente, los sistemas agroforestales aportan beneficios ambientales (captura de CO₂) y paisajísticos (recreación), que son servicios ambientales de importancia prioritaria y que representan mercados potenciales a nivel nacional e internacional (Borja et al., 2016).

Biomasa Agrícola

Esquilmos. México, es reconocido como un país donde la agricultura y ganadería, son actividades económicas importantes, las cuales generan cantidades importantes de esquilmos y residuos, que en ocasiones muestran dificultades para su manejo y utilización eficiente en otros ámbitos productivos. Las especies de importancia mayor, desde el punto agrícola y alimenticio en México, son el maíz (*Zea mays*) y frijol común (*Phaseolus vulgaris*), las cuales generan esquilmos (rastrojo y paja) utilizados preferentemente como forraje y mezclas alimenticias para el ganado durante la época seca del año. En Durango, se estimó una producción promedio de 314 477 t/año de rastrojo de maíz (Borja et al., 2013); mientras que, la paja de frijol alcanza un total de 216 mil t/año, si se considera la superficie media cosechada con esta especie (SIAP, 2021a), entre 2016-2020 (216 mil hectáreas) y una tonelada del esquilmo que se genera por hectárea (OTEH, 2015). En el caso de los cultivos forrajeros, entre los que se incluyen maíz, avena y sorgo, la totalidad de la biomasa aérea se utiliza para la alimentación del ganado y de ésta manera se transforma en estiércol.

Podas. Las podas de formación, selectiva, aclareo de árboles y poda de producción son prácticas realizadas durante el crecimiento de los árboles de especies usadas en la producción frutícola, como el nogal (*Carya illinoensis*) (Arreola et al., 2002) y manzano (*Malus domestica*), los cuales generan esquilmos, derivados de ramas, ramillas y tallos (Cuadro 3). El volumen generado en esta actividad parecería mínima, a nivel de cada árbol, pero al acopiar los esquilmos de una hectárea se obtienen cantidades altas de biomasa, la cual muestra niveles diferentes de lignificación. Además, las podas y limpieza del huerto son actividades necesarias para evitar problemas sanitarios e infestación de insectos plaga (Fú y Montaño, 2015). Se ha establecido que anualmente las huertas cultivadas generan un total de 1,5 t/ha de residuos de poda (Dupuis, 2006). En otros estudios se ha establecido que los volúmenes de biomasa disponible, como consecuencia de la poda, puede llegar hasta 5,4 toneladas de materia seca por ha/año (Gallino et al., 2015). Es necesario avanzar en estudios que permitan el establecimiento preciso de los niveles de producción de biomasa, derivada de las podas en las huertas de manzano y nogal del estado de Durango.

Cuadro 3. Niveles de disponibilidad de diferentes esquilmos derivados de podas agrícolas.

Cultivo	Superficie Plantada (ha)	Rendimiento (t/ha)	Esquileo (t/ha/año)	Residuos Totales (kg/ha/año)
Nogal	7 632	1,44	*1,5 + 0,88	11 448 + 6 716
Manzano	5 737	5,00	1,5	8 606

*ramas + cáscara. Dupuis, 2006, Orona et al., 2013.

Maleza. Otra opción para obtener biomasa es dejar crecer libremente la maleza (arvenses), en lo que se conoce como “terrenos en descanso”, realizado principalmente durante el invierno. En Durango, las especies de plantas que crecen de manera natural en terrenos agrícolas durante el invierno son el quelite cenizo (*Chenopodium album*), chicalote (*Argemone mexicana* y *A. ochroleuca*), mostacilla (*Sisymbrium irio*), malva (*Malva parviflora*) y hierba cola de zorra (*Reseda luteola*). Dichas especies pueden utilizarse para cubrir el suelo, preservar las poblaciones de micro-organismos benéficos y reducir la erosión causada por el viento (eólica). Además, se puede cosechar biomasa en la etapa que se considere más oportuno, con base en el grado de lignificación de los tallos. En Durango, se ha observado que el quelite cenizo proporciona entre 8,2 y 9,5 t/ha de biomasa seca, sin inversión considerable de recursos debido que crece durante el invierno, con la humedad remanente del ciclo primavera-verano y las lluvias invernales. En el caso de chicalote, se obtuvieron rendimientos de grano entre 840 y 1 739 kg/ha (Rosales et al., 2010); así como un contenido de grasa promedio de 35%, la cual puede ser utilizada para producir biodiésel y los residuos de biomasa incorporada al suelo para incrementar la materia orgánica.

Es recomendable cuantificar la biomasa producida por las múltiples especies de maleza y aquellas, establecidas con fines de ornato en jardines y parques públicos. Estas últimas generan cantidades considerables de residuos que carecen de cuantificación, se consideran un problema de manejo y deben incluirse en los inventarios de biomasa actualmente disponibles en Durango.

Elaboración de Abonos

La frontera agrícola en Durango es de 934 823 ha (INEGI, 2013), por lo que puede estimarse una demanda anual de 1,4 millones de toneladas de abono para su incorporación en el 25% de la superficie agrícola, a razón de 6 t/ha (Álvarez et al., 2010). Esa cifra requerida de abono es complicada para su obtención anual, por lo que se genera competencia fuerte entre demandas de biomasa, especialmente con la explotación pecuaria. Por ello, es necesario el establecimiento de estrategias para la producción sostenible de materias primas, con la finalidad de elaborar abonos de calidad alta para su utilización en la agricultura y otras actividades económicas de importancia en Durango.

Biomasa Pecuaria

En el norte de México, la producción ganadera es una actividad económica importante que genera recursos económicos y proporciona estatus social para los productores rurales. Se considera que existen conflictos entre la utilización del rastrojo de maíz y paja de frijol como abono orgánico y generación de bioenergía, en contra de su uso como alimento

para el ganado (Camacho et al., 2013), debido a la pobreza en la calidad forrajera de estos esquilmos. El número de cabezas de ganado bovino productor de carne y leche representó la población mayoritaria en Durango y entre 2011 y 2020 se registró un promedio de 1,43 millones de cabezas (SIAP, 2021b) (Cuadro 4). Otras especies utilizadas en Durango, son el ganado caprino (304 927 cabezas) (SIAP, 2021c) y ovino (74 256 cabezas) (SIAP, 2021d). La crianza de ganado genera cantidades considerables de estiércol, el cual representa un problema de manejo desde el punto de vista sanitario, ambiental y operativo de las unidades de producción animal. Además, la competencia por agua entre actividades productivas y consumo humano, industrial y energético ha alcanzado niveles riesgosos, que deben ser analizados detalladamente. En la región Lagunera (Coahuila y Durango) se estableció la generación de alrededor de 925 000 t anuales de estiércol seco (Figuerola et al., 2009), lo cual representa un problema sanitario de magnitud considerable.

Se han generado opciones para el uso del estiércol como abono orgánico, de forma individual (solarizado) (Vázquez et al., 2010) y combinada, como ingrediente de la composta, Bocashi y té de estiércol (MAGAP, 2014). Los costos de los abonos orgánicos es alto y aunque se ha reducido en los últimos años, la adopción por parte de los productores es baja, por el requerimiento alto por hectárea (6 t/ha), volumen del producto y carencia de tecnología eficiente para su transporte y aplicación. Por ello, se ha propuesto la peletización del estiércol y otros abonos orgánicos, para reducir su volumen y facilitar el manejo, almacenamiento y aplicación (Sierra et al., 2020). Entre las estrategias utilizadas en Durango se incluye la peletización, la cual redujo considerablemente el volumen de los abonos elaborados localmente.

Cuadro 4. Niveles de disponibilidad de diferentes desechos animales en Durango.

Desecho Animal	Número de Cabezas	Peso promedio (kg)	Consumo diario (kg)	Excreta diaria (kg)
Bovino	1 432 243	460	12,0	9,3
Caprino	304 927	32	2,4	1,6
Ovino	74 256	34	2,2	2,5
Equino	¹ 99 381	² 446	³ 16,1	12,5
Aviar	35 644 413	1,6	0,14	0,28
Ponedoras	--	1,8	0,15	0,33
Pollos	--	1,3	0,12	0,22

¹INEGI, 2013; ²Solano y WingChing-Jones, 2018, ³estimado.

Biomasa para Uso Industrial

Plantaciones comerciales. En Durango, se han establecido plantaciones comerciales para especies que tienen posibilidades para su uso en la producción de biomasa para fines diferentes. Las plantaciones comerciales de pino registran un rendimiento promedio entre 3 a 14 m³/ha/año, lo cual depende de la especie utilizada y el sitio de plantación (FAO, 2000) (Cuadro 5). Para el maguey (*Agave spp.*), se ha establecido que el rendimiento anual fluctúa entre 8,5 a 22,0 t/ha, dependiendo de la especie y el ambiente de producción

(Davies et al., 2016). Se estima que existe una superficie marginal (20 ha) establecida con maralfalfa (*Pennisetum* sp.), la cual presenta un rendimiento entre 11 y 46 t/ha de biomasa seca, dependiendo del periodo libre de heladas, condición de riego, aplicación de fertilizante y fecha de corte (Jiménez et al., 2014; Rosales et al., 2018). La cantidad de esquilmos en plantaciones comerciales es variable, con base en la especie y debe corroborarse para incrementar el nivel de precisión de la disponibilidad real de cada fuente de biomasa. Es necesario establecer los requerimientos de biomasa en Durango y los niveles de productividad que pueden ser alcanzados con las especies seleccionadas. Además, se debe capacitar al personal operativo sobre los métodos producción, maquinaria utilizada y evaluación de características de calidad para clasificar la biomasa obtenida. Los criterios de calidad varían con base en la utilidad que se dará a la biomasa que se produce en Durango.

Cuadro 5. Disponibilidad de diferentes fuentes de biomasa y desechos industriales en Durango.

Desecho	Superficie Plantada (ha)	Rendimiento anual	Esquileo (ha)
Pino	19 211	¹ 3 a 14 m ³ /ha	³ 1,2 a 5,6 m ³ /ha
Maguey	447	² 8,5 a 22 t/ha	⁴ 5,1 a 13,2 t/ha
Maralfalfa	20	46 t/ha	11 a 46 t/ha

¹FAO, 2000. ²Rosas et al., 2013. ³40%, (Fregoso et al., 2016). ⁴60% (Flores et al., 2018).

Madera de Ingeniería

Se inició el desarrollo de productos alternativos de madera, para reducir la presión a la que se han sometido los bosques templados, áreas de matorral y otros ecosistemas de México. Entre los sustitutos modernos de la madera se puede mencionar el bambú, el cual muestra crecimiento rápido y presenta atributos aceptables para la elaboración de tableros, pisos, molduras y otros productos (Dutta, 2019). En Durango, se ha generado tecnología para la utilización de materiales diversos como sustitutos de la madera, entre los que sobresalen el aserrín y diversos productos y residuos usados para la elaboración de tablero, biocombustibles y papel. Las plantaciones forestales comerciales, especialmente las establecidas con *P. greggii*, se utilizan para la obtención de astilla que luego se transforma en diferentes productos sustitutos de la madera. Además, se inició la evaluación sistemática de otras especies de crecimiento rápido (*Pennisetum* sp., *Ricinus communis*, *Acacia retinoides*, *Populus alba*, etc.) que produzcan biomasa de manera sostenible y además, determinar su utilidad en el desarrollo de sustitutos de madera.

Generación de Bioenergía

Las especies leñosas cultivadas en rotación corta (SRC) han adquirido importancia en la oferta de biomasa vegetal (Hoogwijk et al., 2005), la cual puede utilizarse con fines dendroenergéticos. Entre las especies vegetales con potencial dendroenergético de mayor importancia a nivel mundial se encuentran el eucalipto (*Eucalyptus globulus*, *E. nitens*, *E. denticulata*) (Camps y Marcos, 2002) y acacia (*Acacia dealbata*) (Quiróz et al., 2014). En Durango, se estudiaron múltiples especies en plantaciones establecidas para la producción de bioenergía. Se seleccionaron especies consideradas de crecimiento rápido en las condiciones locales de cultivo, donde se

percibe disponibilidad limitada de agua, suelos delgados y pobres en materia orgánica. Bajo esas condiciones sobresalieron: acacia (*Acacia retinoides*), álamo plateado (*Populus alba*) y maralfalfa (*Pennisetum* sp.). Además, se puede mencionar la higuierilla (*Ricinus communis*) que puede utilizarse en la producción de aceite para biodiésel, pasta proteicas y los residuos de biomasa lignocelulósica para elaborar diferentes productos, usados para la generación de bioenergía. Existen otros materiales de desecho, como el bagazo de maguey, que se deriva de la producción de mezcal y que se convierte en un material de manejo difícil por su consistencia, carga microbiana y grado alto de lignificación (21%) (Kestur et al., 2013).

En Durango, se generan anualmente 2,3 millones de m³ de desechos forestales, principalmente constituidos por aserrín, virutas y corteza (Fregoso et al., 2016). Además, se generan alrededor de 300 toneladas anuales de bagazo seco del maguey usado en la elaboración de mezcal (Almaráz et al., 2007) y puede convertirse en un insumo para la obtención de fibras y otros productos, que deben ser identificados en estudios posteriores.

Competencia entre Fuentes y Demanda de Biomasa

Se establece competencia por biomasa entre integrantes de las cadenas tróficas, requerimiento de nutrientes en las plantas y la demanda generada por diversos macro y microorganismos presentes en los diferentes ecosistemas presentes en Durango. Se debe tener consciencia que la extracción de tierra de monte, reduce la disponibilidad de nutrientes para las plantas, bacterias y otros microorganismos que habitan las islas de fertilidad que se forman en alrededor de los árboles caducifolios y que retienen partículas acarreadas por el viento (Ridolfi et al., 2008; Ruiz et al., 2008). Es obvio que al eliminar los árboles se pierden dichas islas de fertilidad y se causa un mal mayor a todos los organismos dependientes de los minerales y nutrientes almacenados en las aglomeraciones de biomasa en descomposición. A medida que avanza la perturbación ecológica, se incrementan los daños causados en un ambiente determinado. Con base en lo anterior, se considera necesario establecer el balance necesario entre las fuentes de biomasa para equilibrarlo con la demanda, lo que contribuirá en la sostenibilidad de las actividades productivas desarrolladas en Durango.

Criterios de Calidad de la Biomasa

Los criterios de calidad de la biomasa varían con base en la utilidad que se dará a este insumo vegetal. La utilidad más importante en la actualidad es su uso como leña, elaboración de postes, producción de sustitutos de madera, generación de bioenergía, elaboración de abono orgánico y uso industrial de residuos de madera. En México, se requiere la implementación de estándares de caracterización y clasificación de biocombustibles sólidos (Carrillo et al., 2018 a y b); porque en la actualidad de utilizan estándares generados e implementados en diversos países del mundo (eforOwn, 2019; Ríos et al., 2021).

Leña. Es la biomasa de árboles y arbustos en forma de tallos que puede procesarse para obtener leña de tamaño estándar. En Durango, la selección de las opciones más importantes para el uso de la biomasa como leña incluye principalmente sus dimensiones, durabilidad en almacenamiento, humedad (< 20%), capacidad de incineración (Hargassner, 2015) y formación de braza. Según las normas internacionales se debe especificar origen y fuente, diámetro, longitud, humedad, pudrición y hongos, proporción de volumen cortado y superficie de corte (eforOwn, 2019).

Postes. Cuando se tienen tallos con la longitud y el grosor necesario pueden utilizarse en la obtención de postes de un diámetro y tamaño estándar. Los postes se clasifican por su tratamiento, carga de ruptura y longitud (CFE, 2018). En el caso de madera usada en postes para cercados se incluye la resistencia a la incisión y evaluación visual de daños (Carrillo et al., 2012).

Obtención de sustitutos de madera. La clasificación inicial se realiza con base en la dureza de la madera de las especies utilizadas en la producción de biomasa, las categorías usadas son madera blanda (herbácea) o dura (leñosa), lo cual depende de las diferencias botánicas y anatómicas de las plantas y árboles (Espinoza, 2009). Después, se determina la composición química, especialmente para determinar la proporción celulósica, lignocelulósica (lignina y celulosa) y leñosa (la biomasa que proviene de árboles). Con base en el nivel de la dureza y composición química se determina la utilidad para el desarrollo de diferentes productos, desde lo más sencillo hasta lo más complejo. Lo más sencillo de elaborar es la leña, postes, abonos orgánicos, materiales decorativos, astilla para tablero y biocombustible; así como, la materia prima para refinerías (Shelly, 2011).

La astilla de madera tiene un estándar de calidad mostrado en la norma ISO 17225-4: 2014, donde se define las clases A (madera virgen y restos de madera sin tratamiento químico), B1 que aumenta el origen y la fuente respecto a la clase A (cultivos leñosos de turno corto, madera de jardines y plantaciones, subproductos y residuos sin tratamiento químico). B2 incluye subproductos y residuos industriales tratados químicamente y madera usada. Los atributos más importantes de la astilla son: origen y fuente, granulometría, humedad, cenizas, durabilidad mecánica, composición química y el poder calorífico, como propiedad informativa (eForOwn, 2019).

Abono orgánico. La biomasa debe molerse para reducir el tamaño de la partícula (1 a 5 mm) y el producto puede incorporarse directamente en el suelo o bien, utilizarse con otros materiales ricos en nitrógeno (pasto fresco) para la elaboración de composta. Es necesario conocer la utilidad de la biomasa obtenida para la elaboración de abonos orgánicos, que incrementen la fertilidad del suelo agrícola y al mismo tiempo, se avance en el mejoramiento de sus propiedades físicas y bioquímicas. Los estudios iniciales de calidad de la biomasa para la elaboración de abono orgánico incluyen la evaluación del balance carbono:nitrógeno (C:N) y carga de micro-organismos benéficos. Se han establecido algunos umbrales de aceptación para los abonos orgánicos, los cuales incluyen el balance C:N, grado de madurez, estabilidad, contenido de metales pesados, presencia de patógenos (Tortosa, 2013) y el contenido de fibras [fibra en detergente neutro (FDN), hemicelulosa (HEM)]. Las especies sobresalientes en Durango, como la maralfalfa, registró valores aceptables para el balance C:N (19,6 a 22,9 %), FDN (77,4 a 79,5 %) y HEM (22,3 a 22,5 %), lo cual favoreció su uso como abono orgánico, biocombustible y forraje. Aunque, el nivel bajo de proteína (< 10 %), observado en maralfalfa cuando se realiza el corte en plantas de altura superior a 2 m, reduce su calidad como forraje.

En el medio de cultivo NFb, se observó ausencia de bacterias del género *Azospirillum*, en la biomasa de las diferentes especies de plantas y oportunidades de muestreo (Ríos et al., 2019). Lo anterior, se relacionó con la preferencia de esta bacteria por las gramíneas (Vital y Mendoza, 2014) y en el caso de la maralfalfa, las temperaturas bajas registradas durante el invierno afectaron negativamente las plantas (heladas) y esto repercutió en la

presencia de *Azospirillum* (Kaushik et al., 2002). En el medio B-King, se registró variación para la carga de bacterias del género *Pseudomonas* spp., entre especies y tipo de biomasa. La higuierilla mostró carga bacteriana alta en todas las etapas del proceso, con valores que superaron la capacidad para realizar la cuantificación objetiva de unidades formadoras de colonias (UFC). Algunas especies, como pino y álamo blanco, mostraron un valor bajo de bacterias en la condición natural de la biomasa y luego registraron un nivel alto (201 UFC mL⁻¹ a incontable) después de la trituración. Lo anterior, se debió principalmente a la contaminación cruzada que causó la molienda de todas las especies en el mismo molino de martillos, existencia de resina pegajosa (Lugo et al., 2009; Gallo y Sarria, 2013) y manipulación de la biomasa ejercida por los operadores del molino. Después, se redujo drásticamente el número de bacterias durante el proceso de peletización, el cual incluyó el tratamiento térmico de la biomasa. Luego del peletizado, se observó que la acacia y pino mostraron ausencia total de bacterias del género *Pseudomonas*, mientras que el resto de las especies mostraron valores bajos (2 a 3 UFC mL⁻¹).

Los resultados, demostraron que algunas especies como higuierilla y maralfalfa mantienen carga bacteriana alta, aún después del peletizado, lo cual puede ser aprovechado para el uso de esta biomasa en la elaboración de abonos orgánicos con inóculo natural de microorganismos benéficos. En el caso de *Pseudomonas*, se recomienda la inoculación con una suspensión bacteriana con 10⁸ UFC mL⁻¹ (Zuno et al., 2009). Los resultados concuerdan con los obtenidos en otros estudios, en los cuales se obtuvieron efectos favorables de la interacción entre higuierilla y bacterias del género *Pseudomonas* sp. (Olivares et al., 2017; Sandilya et al., 2017). Entre los caracteres de interés agronómico observados en *Pseudomonas* spp. se pueden mencionar la capacidad para acidificar el suelo, lo que favorece la liberación de nutrientes y control de poblaciones de hongos fitopatógenos. La carga menor de bacterias, observada en pino y acacia, se debió a las propiedades bactericidas de algunos compuestos contenidos en la biomasa de estas especies (Nathistoc, 2004; Fekih et al., 2014).

Cuando se utilizó el medio YMA se observaron diferencias para la carga de bacterias del género *Rhizobium*, entre especies de plantas y tipos de biomasa. La higuierilla (57 UFC mL⁻¹) y maralfalfa (38 UFC mL⁻¹) mostraron la carga de *Rhizobium* más alta en la biomasa natural. Después, se incrementó el número de bacterias hasta alcanzar 147 UFC mL⁻¹ en la biomasa triturada de maralfalfa y 96 UFC mL⁻¹ en el caso de higuierilla. Se observó que, en la etapa de trituración se incrementó la carga bacteriana en la mayoría de las especies (desde 56 UFC mL⁻¹ hasta 147 UFC mL⁻¹) y únicamente la biomasa de pino se mantuvo libre de *Rhizobium* en todas las etapas del proceso. Después, de realizar el peletizado, únicamente la higuierilla (21 UFC mL⁻¹) y acacia (2 UFC mL⁻¹) registraron presencia de *Rhizobium*. La presencia de microorganismos benéficos para la fijación biológica de nitrógeno puede favorecer el uso de la biomasa de estas especies como abono orgánico, especialmente en el cultivo de frijol y otras leguminosas. Es necesario considerar que los niveles de inóculo recomendados para *Rhizobium* es de 10⁸ UFC mL⁻¹ (Granda et al., 2017), lo cual estuvo lejos del alcance en todas las etapas del proceso de peletizado.

Los resultados muestran que la biomasa de maralfalfa, higuierilla y en menor medida la de acacia, tienen posibilidades para su uso en la elaboración de abonos orgánicos para frijol y otras leguminosas, en las cuales se favorecerá la fijación biológica de nitrógeno.

La acacia por ser una leguminosa mostró afinidad con *Rhizobium*, mientras que para *Pseudomonas* se observó efecto negativo. En el caso de higuera, se registró presencia de ambas especies de bacteria (*Pseudomonas* spp. y *Rhizobium* spp.) a pesar de los potentes compuestos antimicrobianos presentes en toda la planta (Rashmi et al., 2019). Lo anterior, debido a la muerte de los tejidos y degradación de los compuestos, exposición del interior celular por el efecto de las temperaturas bajas (heladas), contaminación cruzada durante el corte y manejo de la biomasa; así como, la atracción bacteriana generada por las lectinas presentes en las semillas de higuera (Kijne et al., 1997).

Pruebas Bioquímicas. Las pruebas bioquímicas corroboraron la presencia de *Pseudomonas* y *Rhizobium*, los resultados fueron los siguientes:

***Pseudomonas*.** Se corroboró la identidad del microorganismo aislado del medio B-King, el cual se clasificó como la bacteria *Pseudomonas* sp. Otras características fueron: bacterias gram-negativas y alargadas; reacción alcalina en Agar-Triple Azúcar-Hierro, sin fermentación, producción de gas ni sulfuro de hidrógeno (SH₂); respuesta positiva en prueba de citrato y rojo de metilo, con acidificación del medio. Pruebas VP-LIA (sin producción de enzimas decarboxilasa, desaminasa o ácido sulfúrico) con respuesta negativa; movilidad, crecimiento alrededor del sitio de inoculación y respuesta negativa para las pruebas de manitol y malonato (Callicó et al., 2004). Se dictaminó la presencia de bacterias del género *Pseudomonas*, sin precisar la especie, ya que se han observado localmente *P. aeruginosa* y *P. syringae* pv. *phaseolicola* (Ortiz et al., 2018).

***Rhizobium*.** Las bacterias aisladas del medio YMA resultaron ser del género *Rhizobium*, con los atributos siguientes: colonias de color blanco, traslúcidas y de forma circular; bacterias gram-negativas, con bacilos alargados de tono rosado; reacción alcalina en Agar-Triple azúcar-Hierro, sin producción de gas ni sulfuro de hidrógeno (SH₂); respuesta positiva en rojo de metilo y negativa para la utilización del citrato (Saldaña, 2017), movilidad con crecimiento alrededor del sitio de inoculación. La prueba Voges Proskauer demostró que el microorganismo fermentó la glucosa por la vía butanodiólica (Callicó et al., 2004) y cambió de color en la prueba de manitol, al pasar el medio con bromotimol del azul al amarillo (Panwar et al., 2012). Las pruebas LIA demostraron que las bacterias del género *Rhizobium* carecen de enzimas para decarboxilar, desaminar el ácido de la lisina y son incapaces de producir ácido sulfúrico. Con base en los resultados, se dictaminó la presencia de bacterias del género *Rhizobium*, sin precisar la especie, ya que se han observado localmente *R. etli* y otras especies de este género (Vásquez, 1996).

Materiales decorativos. La corteza y astillas de madera se pueden procesar en tamaños uniformes para usarse como cubierta decorativa del suelo, formación de mantillo y de relleno para patios de recreo. En Durango, existen varios parques públicos con suelo recubierto con biomasa derivada de residuos de especies forestales (corteza y viruta).

Biomasa para Biocombustible

Pruebas químicas. En Durango, se incluye el análisis inmediato como parte de las evaluaciones para determinar la calidad de la biomasa usada en la generación de bioenergía. Dicho análisis incluye la determinación del contenido de humedad según la norma UNE-EN 14774-3 (UNE, 2010), contenido de cenizas con el método de UNE-EN 14775 (UNE, 2010), y compuestos volátiles y carbono fijo con base en la norma ASTM D 1762-84 (ASTM,

2001). Otras especificaciones de importancia se encuentran en la norma austriaca Onörm M 7,135 (2000) y las alemanas DinPlus y Din 51,731 (2000) (Vignote, 2016). En el caso de los pélets, se generaron criterios para su clasificación de calidad con base en normas internacionales (Atuesta y Sierra, 2015; Ríos et al., 2021).

Poder calorífico. El poder calorífico es otro atributo evaluado en la biomasa bioenergética y para su determinación se utiliza una bomba calorimétrica de acuerdo con la norma ASTM D 5865 11^a (ASTM, 2011).

Carbón vegetal. El carbón se produce al someter la madera a un proceso de pirólisis lenta (calentamiento a 700 - 900 °F en ausencia de oxígeno durante varias horas), lo cual favorece la degradación térmica de la madera en una fracción líquida acuosa (alquitrán), otro componente gaseoso y una porción sólida, la cual consiste principalmente en carbono (char) que se forma en carbón vegetal. En este producto se determina la granulometría, integridad (ASTM, 2002) y luego se realizan los análisis inmediatos, los cuales incluyen el contenido de humedad, material volátil, ceniza y carbón fijo (ASTM 1762-84; ASTM, 2013).

Bioaceite. Producido a partir de la fracción líquida de la pirólisis de la madera (termólisis). La pirólisis rápida a temperaturas altas, las velocidades de calentamiento rápidas y los tiempos de residencia cortos maximizan el rendimiento del bioaceite y minimizan la cantidad de carbón producido. Algunas características evaluadas en este producto son el contenido de agua, pH, gravedad específica, contenido de elementos (C, H, O, N), cenizas, poder calorífico superior, viscosidad, sólidos y residuos de la destilación (Imran et al., 2018). En el producto se evalúan las porciones de hidrocarburos alifáticos, hidrocarburos aromáticos y los compuestos oxigenados.

Alcohol. Obtenido al someter la madera a un proceso de hidrólisis/fermentación. En el caso de hidrólisis, las partículas de madera se descomponen en soluciones acuosas de azúcares simples, generalmente utilizando ácidos, enzimas o ambos. Durante el proceso de fermentación, la levadura convierte los azúcares simples en alcohol. El etanol es el alcohol que se obtiene con mayor frecuencia, pero es posible que se produzcan otros alcoholes. Las especificaciones de calidad fueron publicadas en el diario oficial de la federación (DOF, 22/10/2018). Se incluyen la apariencia, color, etano y alcoholes superiores, etanol, metanol, densidad a 20 °C, conductividad eléctrica y otros atributos mostrados en los Cuadros 6 y 7.

Gas. Es un gas combustible de dióxido de carbono, hidrógeno y varios hidrocarburos que se produce al someter la madera a un proceso de gasificación (calentamiento a 1 400 °F, con una cantidad controlada y limitada de aire u oxígeno) que convierte la madera en un gas, fracción (gas pobre), carbón vegetal, alquitrán y cenizas. El gas productor se puede convertir en gas de síntesis y en muchos productos químicos de valor mayor a través de la conversión catalítica.

Biodiésel. El acondicionamiento catalítico del gas de síntesis derivado de la gasificación de la biomasa leñosa puede orientarse hacia la producción de biodiésel sintético, con propiedades similares al biodiésel obtenido por la transesterificación de triglicéridos (por ejemplo aceites y grasas vegetales) y diésel derivado de combustibles fósiles. Las especificaciones más comunes para este tipo de combustibles se mencionan en el Cuadro 7.

Biomasa para Tablero

La biomasa leñosa es tratada con un proceso de preparación estricto, en el cual se puede limpiar y dimensionar adecuadamente para su uso como materia prima en la producción de paneles compuestos (tableros de partículas, tableros de fibras orientadas y tableros de fibra), madera aserrada plástica y pulpa para papel (Shelly, 2011). Las partículas de biomasa pueden comprimirse en un volumen más pequeño, con un tamaño y forma específicos (pélets, troncos, briquetas) para aumentar la densidad del combustible (Btu por unidad de volumen), facilitar el transporte, incrementar la durabilidad durante el almacenamiento y mejorar otras características de combustión. Algunas de las características que influyen sobre la calidad de los tableros son: porcentaje de albura y duramen, fracción de corteza, contenido de humedad, densidad básica, composición química, poder calorífico, cenizas, materia volátil y cuantificación de existencias (Fernández, 2012).

Cuadro 6. Especificaciones de calidad y características de bioetanol o etanol anhidro.

Propiedad	Unidad	Métodos de Prueba	Valor límite
Apariencia	Adimensional	Visual	Claro, brillante y libre de impurezas
Color	Adimensional	Visual	Naranja ASTM L1,0(2)
Etanol y alcoholes superiores C3-C5	% vol	ASTM D 5501 EN 15721	99,5 mínimo
Etanol	% vol		97,5 mínimo
Alcoholes superiores C3-C5	% vol	EN 15721	2,0 máximo
Metanol	% vol	ASTM D 5501	0,5 máximo
Densidad a 20 °C	kg/m ³	ASTM D 4042	Informar
Conductividad eléctrica	μS/m	ASTM D 1125	500 máximo
Acidez (como ácido acético CH ₃ COOH)	% (m/m)	ASTM D 1613	0,007 máximo
pH	Adimensional	ASTM D 6423	6,0 a 9,0
Goma lavada	kg/m ³ (mg/100 mL)	ASTM D 381	0,050 máximo (5 máximo)
Contenido de agua	% vol	ASTM D 1193 ASTM E 203 ASTM E 1064	0,5 máximo
Contenido de cloruros inorgánicos	mg/kg (mg/L)	ASTM D 512 ASTM D 7319 ASTM D 7328-07	10 máximo (8 máximo)
Contenido de cobre	mg/kg	ASTM D 1688	0,1 máximo
Azufre total	mg/kg	ASTM D 5453 ASTM D 5453-06	10 máximo
Sulfatos	mg/kg	ASTM D 7319 ASTM D 7328 ASTM D 7328-07	4 máximo
Fósforo	mg/L	EN 15487	Informar
Desnaturalizante			Sin desnaturalizar

DOF, 22/10/2018.

Cuadro 7. Especificaciones de calidad y características del biodiésel (B100) (1).

Propiedad	Unidad	Métodos de Prueba	Valor límite
Contenido de azufre	mg/kg	ASTM D 5453	15 y 500 máximo
Friabilidad en reposo en frío	s	ASTM D 7501	200 a 360
Contenido de monoglicéridos	% mg/kg	ASTM D 6584	0,40 máximo
Calcio y magnesio combinado	m(g/g)	EN 14538	5 máximo
Punto de flasheo (copa cerrada)	°C	ASTM D 93	93
Contenido de metanol	% mg/kg	EN 14110	0,2 máximo
Punto de flasheo	°C	ASTM D 93	130
Agua y sedimento	% vol/vol	ASTM D 2709	0,050 máximo
Viscosidad cinemática a 40 °C	mm ² /s	ASTM D 445	1,9-6,0
Cenizas sulfatadas	%	ASTM D 874	0,02 máximo
Corrosión al Cu	Adimensional	ASTM D 130	No. 3 máximo
Número de Cetano	Adimensional	ASTM D 613	47 mínimo
Temperatura de nublamiento	°C	ASTM D 2500	Informar
Residuos de carbón	% mg/kg	ASTM D 4530	0,05 máximo
Valor ácido	Mg KOH/g	ASTM D 664	0,50 máximo
Contenido de glicerol libre	%	ASTM D 6584	0,02 máximo
Contenido de glicerol total	%	ASTM D 6584	0,240 máximo
Contenido de fósforo	% mg/kg	ASTM D 4951	0,001 máximo
Temperaturas de destilación	°C	ASTM D 1160	360 máximo
Metales (Na+K) (ppm)	m(g/g)	EN 14538	5 máximo
Estabilidad a la oxidación	h/min	EN 15751	3 mínimo

DOF, 22/10/2018.

Materia Prima para Refinerías

La biomasa usada en las refinerías y otras actividades productivas puede ser clasificada en tres categorías, que son homogénea, intermedia y heterogénea, con base en el grado de mezclas contenidas en este insumo (Lavoie et al., 2009). El costo de la biomasa se incrementa con el nivel de disponibilidad, homogeneidad, el tipo de estructuras de carbono y distancias de transporte de los materiales lignocelulósicos. El siguiente paso es el aislamiento de las fracciones más importantes, para su uso por separado en la generación de bioenergía y obtención de fibras. Los métodos utilizados para la separación de los componentes incluye la pirólisis, separación bioquímica y descomposición termoquímica, que produce tres productos: gas, bio-aceite (agua, compuestos orgánicos, lignina y algunas estructuras rotas de carbohidratos) y carbón residual (char) (Lavoie et al., 2009; Atsonios et al., 2015). Los cultivos energéticos son clasificados con base en su composición química, en alcoholígenos (herbáceos y leñosos), oleaginosos (herbáceos), lignocelulósicos (herbáceos y leñosos), multipropósito (algas) y residuos agrícolas (herbáceos y leñosos)

(BioPlat, 2017). En Durango, se tiene experiencia, tecnología e infraestructura limitadas para la transformación de la biomasa en productos considerados como materia prima para la elaboración de biocombustibles.

Producción de Ácido Poliláctico (APL)

El ácido poliláctico (APL) es considerado actualmente como un bio-polímero prometededor por su biodegradabilidad, que puede ser obtenido, con un número alto de técnicas, a partir de la fermentación de carbohidratos o síntesis química (Avérous, 2008). Los polímeros pueden obtenerse de la biomasa proveniente de actividades agrícolas; polisacáridos (como el almidón de trigo, papa, maíz) y biomasa lignocelulósica, proveniente de productos como la madera, paja y de otros compuestos como las pectinas, quitosan/quitina y gomas. También, pueden desarrollarse a partir de proteína y lípidos vegetales provenientes de maíz (zéinas), soya y cereales (gluten). Las principales características de la biomasa usada en la producción de ácido poliláctico son su capacidad de hidrólisis de los polímeros más importantes y el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina (Fernández, 2014).

Selección de Fuentes de Biomasa

En algunos países se han promovido la producción de biomasa en plantaciones comerciales con especies forestales que muestran nivel alto de supervivencia, regeneración fácil y crecimiento rápido. Entre las plantas más populares para la producción de biomasa a nivel mundial se encuentran varias especies de eucalipto (*Eucalyptus globulus*, *E. nitens*, *E. denticulata*) (González-García et al., 2013), sauce (*Salix* spp.), álamo (*Populus* spp.) y acacia (*Acacia dealbata*, *A. melanoxylon* y *A. retinodes*) (Ríos et al., 2016). Estas especies producen cantidades altas de biomasa por unidad de superficie y pueden promoverse como plantas forestales de rotación corta (SRC) (Hoogwijk et al., 2005).

En Durango, se han establecido plantaciones de pino (*Pinus* spp.) para su uso en la producción de biomasa y otras aplicaciones industriales. Existen también múltiples especies vegetales de crecimiento rápido, con posibilidades de ser utilizadas en la producción de biocombustibles sólidos. Entre las especies con posibilidades para la producción de biomasa en Durango, se pueden distinguir las adaptadas localmente, en condiciones de temporal (secano) de los valles semidesérticos (mezquite: *Prosopis laevigata* y huizache: *Acacia schaffneri*). Se pueden incluir especies de crecimiento rápido como álamo (*Populus* sp.), eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y acacia (*Acacia retinoides*). Además, se deben estudiar especies ruderales, riparias y cultivadas en Durango como son: álamo blanco (*Populus alba*), jarilla (*Dodonaea viscosa*), maralfalfa (*Pennisetum* sp.), carrizo (*Arundo donax*), higuerrilla (*Ricinus communis*), sauce (*Salix* spp.) y pino (*Pinus greggii*). Entre dichas especies sobresalieron por sobrevivencia y productividad en Durango: acacia, álamo blanco, sauce, higuerrilla y maralfalfa (Rosales et al., 2018).

Mecanización

En Durango, se ha avanzado lentamente en la mecanización de las actividades agrícolas, en las especies de mayor interés económico, como es el caso de maíz, frijol y cultivos forrajeros. Además, se tienen algunos avances en el procesamiento para la reducción del tamaño de partícula de la biomasa. En el ámbito forestal se cuenta con astilladoras (chipper),

acondicionadores y peletizadoras. En la producción de forrajes se ha generalizado el uso de molinos de martillos y ensiladoras de diferentes tamaños, aunque las de capacidad mayor tienen un número limitado de unidades. En la producción de abonos es necesario reforzar la disponibilidad de molinos, astilladoras y otros tipos de máquinas, para facilitar la recolección, molienda y acondicionamiento de la biomasa utilizada con ese fin. En la recolección de biomasa se pueden mencionar cosechadoras convencionales y multitaladoras, multitaladoras combinadas y cosechadoras de matorral. Además, se requieren máquinas para acordonar la biomasa (tractores con rastrillos o peines) y si es el caso, empacadoras de biomasa bruta. Además, se necesita maquinaria para el transporte rápido, eficiente y con costos bajos de la biomasa hacia los sitios de utilización. En las empresas encargadas de la transformación de la biomasa se requieren máquinas para la reducción del tamaño de partícula (pretrituradoras, trituradoras y astilladoras), cribado y separación de materiales (cribas), máquinas de carga y manipulación de la biomasa (Tolosana et al., 2008).

Productividad del Agua

En Durango, se han realizado algunos intentos para cultivar especies vegetales de crecimiento rápido en condiciones de riego, con la finalidad de incrementar la productividad del agua y optimizar el rendimiento de biomasa. En esta entidad, se prefieren plantas de ciclo corto y requerimiento hídrico bajo, por la disponibilidad baja de agua y las limitaciones impuestas por las temperaturas congelantes que se registran a partir de octubre-noviembre y se prolongan hasta marzo del año posterior. Con el uso de especies de productividad alta, se lograrán incrementos significativos del rendimiento en años favorables para la producción de biomasa, en los que se observa una cantidad alta (> 450 mm) y distribución apropiada del agua de lluvia. Se requiere también la caracterización de las especies cultivadas para la producción de biomasa, para implementar la utilización de herramientas tecnológicas que permitan la planeación precisa del riego; así como, la predicción de la fenología, rendimiento y productividad del agua (Oliveira et al., 2012; Araujo et al., 2016; Flores et al., 2016).

En frijol, se estableció que la productividad del agua varía entre 3 kg/mm/ha hasta 8 kg/mm/ha (Rosales et al., 2021), aunque esta cifra fue calculada para el caso del grano, sin especificar el valor para la producción de paja, esquileo de interés para la alimentación animal, generación de bioenergía y producción de abono orgánico. Se considera necesaria la evaluación de la productividad del agua en todas las especies utilizadas para la obtención de biomasa. Con ello, se facilitará la selección de plantas eficientes en la producción de biomasa con el uso mínimo de insumos y otras con utilización eficiente de los recursos.

3. CONCLUSIONES

Se percibe competencia fuerte entre la fuente y demanda de biomasa en Durango, por lo que es necesario actualizar dicho balance para favorecer el abastecimiento sostenible de éste insumo utilizado en diferentes actividades productivas, de importancia económica y ecológica.

Es necesaria la generación de conocimiento para establecer de forma precisa el balance fuente/demanda de biomasa para el estado de Durango, respetando las cadenas tróficas y las necesidades antropogénicas.

En el caso de la fuentes de biomasa se requiere la coordinación con la demanda, para evaluar la adaptabilidad y sistemas de manejo productivo que permitan el abastecimiento con la suficiencia y calidad requeridas.

La demanda de biomasa debe manifestar sus requerimientos y fomentar la producción de materias primas de calidad alta y costo bajo, obtenidas de forma sostenible.

Se deben seleccionar y promover el establecimiento de plantaciones comerciales con las especies más eficientes en la producción de biomasa, en respuesta a la disponibilidad de recursos hídricos y patrones anuales de temperatura.

Es necesario modernizar la maquinaria utilizada en Durango, para la producción, cosecha, acondicionamiento y transporte de la biomasa producida en el norte de México.

El estudio y ordenamiento del balance entre la fuente y la demanda de biomasa favorecerá el desarrollo económico y social de Durango, dentro de un ámbito de sostenibilidad y conservación de los ecosistemas.

4. Referencias

- Aceves, L.D., Méndez, J., García, M.A., Nájera, J.A. (2017). Distribución potencial de 20 especies de pinos en México. *Agrociencia*, 52, 1043-1057.
- Aguilar, J.A. (2017). Optimización productiva de especies con potencial para la obtención sostenible de biomasa dendroenergética en Durango. Memoria de Estadía. Universidad Politécnica de Poanas. Villa Unión, Poanas, Dgo. 61 p.
- Almaráz, N., Hernández, V., Torres, I., Delgado, A., Orea, G., Cifuentes, A., Ávila, J.A., Herrera, J., Uribe, N., Muñiz, R., Naranjo, N. (2007). *Agave durangensis*. 1ª Ed. Talleres Gráficos IPN. México, D. F. 234 p.
- Ávarez-Solís, J.D., Gómez-Velasco, D., León-Martínez, N.S., Gutiérrez-Miceli, F.A. (2010). Manejo integrado de fertilizantes y abonos orgánicos en el cultivo de maíz. *Agrociencia*, 44, 575-586.
- Araujo de Medeiros, G., Antonio, D., Hashimoto, F. (2016). Growth, development, and water consumption of irrigated bean crop related to growing degree-days on different soil tillage systems in southeast Brazil. *International Journal of Agronomy*, 216, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2016/8065985>
- Arreola A., J.G., Lagarda M., A., Medina M, M.C. (2002). Sistema de conducción, poda selectiva y aclareo de árboles. In: *Tecnología de producción en nogal pecanero*. SAGARPA-INIFAP-CIRNOC-Camo Experimental La Laguna. Matamoros, Coahuila, México. pp. 39-53.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). (2001). Standard test method for chemical analysis of wood charcoal. American Society for Testing and Materials. Philadelphia, USA 2 p. https://www.academia.edu/33739293/Standard_Test_Method_for_Chemical_Analysis_of_Wood_Charcoal_1

- ASTM (American Society for Testing and Materials). (2002). Standard test method of drop shatter test for coal. Philadelphia, USA. 4 p. <http://file.yizimg.com/175706/2011090909394804.pdf>.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). (2011). Standard test method for gross calorific value of coal and coke. Philadelphia, PA, USA. 19 p.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). (2013). D 1762-84 Standard test method for chemical analysis of wood charcoal. West Conshohocken, PA: ASTM International.
- Atsonios, K., Panopoulos, K.D., Doukelis, A., Kakaras, E. (2015). Review of palladium membrane use in biorefinery operations. *In: Doukelis, A., K. Panopoulos, A. Koumanakos, E. Kakaras. (eds.). Palladium membrane technology for hydrogen production, carbon capture and other applications.* Woodhead Publishing Series in Energy. Elsevier. The Netherlands. pp. 345-368. <https://doi.org/10.1533/9781782422419.2.345>
- Atuesta, L.E., Sierra, F. (2015). Caracterización físico-química de pellets producidos a partir de mezclas 50/50 carbón bituminoso/madera residual. *Informador Técnico* 79(1), 18-25 <https://doi.org/10.23850/22565035.133>
- Ávila-Flores, I.J., Hernández-Díaz, J.C., González-Elizondo, M.S., Prieto-Ruiz, J.A., Wehenkel, C. (2016). *Pinus engelmannii* Carr. in northwestern México: a review. *Pakistan Journal of Botany* 48(5), 2159-2166.
- Avérous, L. (2008). Polylactic acid: synthesis, properties and applications. *In: Balgacem, M.N., A. Gandini. (eds.). Monomers, polymers and composites from renewable resources.* Elsevier. The Netherlands. pp. 433-450. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-045316-3.00021-1>
- Barrera, J.M., Madrid, L., Hernández, K. (2021). La producción forestal en México a lo largo del tiempo: avances y retrocesos. CCMSS (Consejo Civil Mexicana para la Silvicultura Sostenible, A. C.). CDMX, México. 47 p. https://www.ccmss.org.mx/wp-content/uploads/2021_10_ProduccionForestal_final.pdf
- BioNet-EAFRINET. (2017). *Dodonaea viscosa* (Sand Olive). Consultado en línea 03/04/17. [http://keys.lucidcentral.org/keys/v3/eafrinet/weeds/key/weeds/Media/Html/Dodonaea_viscosa_\(Sand_Olive\).htm](http://keys.lucidcentral.org/keys/v3/eafrinet/weeds/key/weeds/Media/Html/Dodonaea_viscosa_(Sand_Olive).htm).
- BioPlat (Plataforma Tecnológica Española de la Biomasa). (2017). Manual sobre las biorrefinerías en España. BioPlat-Suschem-Gobierno de España. 91 p.
- Borja, M., Rosales, R., Sigala, M.A., Sarmiento, H., Rosales, S. (2016). Eficiencia productiva y económica de sistemas agroforestales pino y cultivos anuales en el estado de Durango. Folleto Técnico Núm 72. INIFAP-CIRNOC- Campo Experimental Pabellón. Pabellón de Arteaga, Ags., México. 31 p.
- Callicó, A., Cedré, B., Sifontes, S., Torres, V., Pino, Y., Callís, A.H. (2004). Caracterización fenotípica y serológica de aislamientos clínicos de *Pseudomonas aeruginosa*. *VacciMonitor* 13(3), 1-9.
- Camacho, T.C., Espinosa, J.A., Borja, M., Reyes, L., Guevara, F. (2013). Antecedentes. *In: Reyes M., L., T.C. Camacho V., Guevara H.F. (Coords.). Rastrojos: manejo, uso y mercado en el centro y sur de México.* INIFAP-CIRNOC- Campo Experimental Pabellón. Pabellón de Arteaga, Ags., México. pp. 3-9.

- Camps, M., Marcos, F. (2002). Los biocombustibles. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 364 p.
- Carrillo, A., Garza, F., Bustamante, V., Foroughbakhch, R. (2012). Durabilidad natural e inducida de postes para cerca en catorce especies nativas del noreste de México. *Ciencia UANL*, 57, 50-57.
- Carrillo, N., Fuentes, M.E., Suárez, E.E., Durán, E. (2018a). Evaluación preliminar de la calidad de astilla de madera como base para una estandarización de biocombustibles sólidos en México. *Revista de Ciencias Naturales y Agropecuarias*, 5(17): 1-7.
- Carrillo, A., Ngangyo, M., Colín-Urieta, S., Foroughbakhch, R., Rutiaga, J.G., Correa-Méndez, F. (2018b). Physical, mechanical and energy characterization of wood pellets obtained from three common tropical species. *Peer J.*, 6, e5504.
- Carrillo, A., Rutiaga, J.G., Ríos, J.C., Ruiz, V., Ngangyo, M., Nava, C.A., Núñez, V.D. (2021). Quality of pellet made from agricultural and forestry waste in Mexico. *BioEnergy Research*. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10327-8>
- CFE (Comisión Federal de Electricidad). (2018). Postes de madera. Especificación CFE J6200-01. México. 25 p.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2021). Resumen de la biodiversidad en Durango. Estudio de estado. CONABIO- Coordinación de Estrategias de Biodiversidad y Cooperación. Secretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente de Durango (SRNYMA). México. 11 p.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2017). *Dodonaea viscosa*. CONAFOR-CONABIO-SIRE. Consultado en línea 03/04/2017. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/918Dodonaea%20viscosa%20.pdf>.
- Davies, S.C., Kuzmick, E.R., Niechayev, N., Hunsaker, B.J. (2016). Productivity and water use efficiency of *Agave americana* in the first field trial as bioenergy feedstock on arid lands. *Bioenergy* 9(2), 1-12. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12324>
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2018). Lineamientos por los que se establecen las especificaciones de calidad y características para etanol anhidro (bioetanol), biodiésel y bioturbosina puros. Consultado 29/01/2022 https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5541659&fecha=22/10/2018
- Dupuis, I. (2006). Estimación de los residuos agrícolas generados en la isla de Tenerife. Resumen del estudio de GPA S. L. para el Cabildo Insular de Tenerife. Servicio Técnico de Agricultura y Desarrollo Rural. Tenerife, España. 19 p. https://www.agrocabildo.org/publica/Publicaciones/sost_28_L_estima_residu_agricola.pdf
- Dutta, R.K. (2019). Bamboo as eco friendly substitute of wood timber. *International Journal of Engineering Development and Research*, 7(4): 382-384.
- eforOwn. (2019). Biomasa forestal: Requisitos de calidad. SRFB-CRFC-CNPF. Bélgica, España, Francia. 14 p.
- Espinoza, O.A. (2009). Quality measurement in the wood products supply chain. Doctor of Philosophy Thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, Virginia. USA. 295 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization). (2000). Perspectivas mundiales del suministro futuro de madera procedente de plantaciones forestales. Documento de trabajo GFPOS/WP/03. Roma. <https://www.fao.org/3/X8423S/X8423S13.htm#3954>

- Fekih, N., Allali, H., Merghache, S., Chaïb, F., Merghache, D., El Amine, M., Djabou, N., Muselli, A., Tabti, B., Costa, J. (2014). Chemical composition and antibacterial activity of *Pinus halepensis* Miller growing in West Northern of Algeria. *Asian Pacific Journal of Tropical Disease*, 4(2), 97-103. [https://doi.org/10.1016/S2222-1808\(14\)60323-6](https://doi.org/10.1016/S2222-1808(14)60323-6)
- Fernández, H. (2012). Valorización integral de la biomasa leñosa agroforestal a lo largo del gradiente altitudinal en condiciones mediterráneas. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia, España. 320 p.
- Fernández, L. (2014). Producción de ácido láctico a partir de biomasa de origen vegetal. Universidad de Valladolid. Valladolid, España. 70 p.
- Figuroa, U., Núñez, G., Delgado, J.A., Cueto, J.A., Flores J.P. (2009). Estimación de la producción de estiércol y de la excreción de nitrógeno, fósforo y potasio por bovino lechero en la Comarca Lagunera. In: Orona C., I., Salazar S., E., Fortis H., M. (eds.). *Agricultura orgánica*. 2ª ed. FAZ-UJED. SMCS. Gómez Palacio, Dgo. pp. 128-151.
- Flores, H., Domínguez, P.A., Narváez, M.P., Zavala, F., Santana, S., García, R.V. (2016). Predicción fenológica en cultivos agrícolas bajo tiempo térmico. Folleto Técnico Núm. 85. INIFAP-CIRNOC- Campo Experimental Valle del Guadiana. Durango, México. 32 p.
- Flores, C.A., Escamilla, E.M., Zhong, C., Dale, B.E., Sousa, L.C., Balan, V. (2018). Conversion of lignocellulosic agave residues into liquid biofuels using an AFEX™-based biorefinery. *Biotechnology for Biofuels*, 11(7), 1-18. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0995-6>
- Fregoso, J.N., Goche, J.R., Rutiaga, J.G., González, R.F., Bocanegra, M., Chávez, J.A. (2016). Alternative uses of sawmill industry waste. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(2), 243-260. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2016.06.040>
- Fú, A.A., Montañó, J.M. (2015). Identificación y evaluación de sistemas de muestreo de barrenadores de la madera en el cultivo de nogal. *Memoria del XVI Simposio Internacional de Nogal Pecanero*. Memoria Científica No. 6. INIFAP-CIRNO-CE Costa de Hermosillo. Sonora, México. pp. 17-22.
- Gallino, A., Castro, A.B., Bernaus, M., Gaioli, F. (2015). Estudio de potencial de mitigación. *Biomasa y biocombustibles de 2° y 3° generación con fines energéticos*. Coralíae S. R. L. y B. A. Energy Solutions S. A. Argentina. 41 p.
- Gallo, J.A., Sarria, R.A. (2013). Obtención de colofonia y trementina a partir de resina de pino de la especie patula y posterior evaluación de los parámetros de calidad. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 5(1), 88-91.
- González, M.S., González, M., Márquez, M.A. (2006). Vegetación y ecorregiones de Durango. CIIDIR-Unidad Durango IPN. Gobierno del Estado de Durango. Durango, México. 165 p.
- González, M.E. (2007). Establecimiento y crecimiento en sus primeras etapas de diez especies arbustivas nativas, en la microcuenca de Santa Rosa Jáuregui, Querétaro. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México. 98 p.
- González, M.S., González, M., Tena, J.A., Ruacho, L., López, I.L. (2012). Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: una síntesis. *Acta Botánica Mexicana*, 100, 351-403. <https://doi.org/10.21829/abm100.2012.40>
- González-García, M., Hevia, A., Majada, J., Barrio-Anta, M. (2013). Above-ground biomass estimation at tree and stand level for short rotation plantations of *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden in North-west Spain. *Biomass and Bioenergy*, 54, 147-157. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.03.019>

- González, M.S., González, M., Ruacho, L. (2017). Bosques templados y otras comunidades vegetales de región de la sierra. En: *La biodiversidad en Durango: estudio de estado*. 1ª ed. CONABIO. México. pp. 217-252.
- Granda, K.I., Alvarado, Y., Torres, R. (2017). Efecto en campo de la cepa nativa COL6 de *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae* sobre frijol común cv. Percal en Ecuador. *Centro Agrícola*, 44(2): 5-13.
- Hargassner. (2015). Manual de instrucciones. Caldera de leña HV 20-60. La Felguera (Asturias), España. 60 p.
- Hoogwijk, M., Faaij, A., Eickhout, B., de Vries, B., Turkenburg, W.C. (2005). Potential of biomass energy out to 2100, for four IPCC SRES land-use scenarios. *Biomass and Bioenergy*, 29(4), 225-257. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.05.002>
- Imran, A., Bramer, E.A., Seshan, K., Breem, G. (2018). An overview of catalysts in biomass pyrolysis for production of biofuels. *Biofuel Research Journal*, 20, 872-875. <https://doi.org/10.18331/BRJ2018.5.4.2>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013). Panorama agropecuario en Durango. INN (Instituto Nacional de Normalización). (1986). CCh 176/2. Madera. Parte 2: Determinación de la densidad. INN. Santiago, Chile. 11 p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2022). Información por entidad. Durango. <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/dur/territorio/default.aspx?tema=me&e=10>
- ISO 17225-4. (2014). Solid biofuels – Fuel specifications and classes – Part 4: Graded wood chips.
- Jiménez, R., Domínguez, P.A., Rosales, R., Nava, C.A., Carrete, F.O. (2014). Rendimiento y calidad del forraje de maralfalfa. *1er. Congreso Internacional de Investigación Agropecuaria y Forestal*. Edo. de Méx. México. pp. 188-195.
- Kaushik, R., Saxena, A., Tilak, K. (2002). Can *Azospirillum* strains capable of growing at sub-optimal temperature perform better in field-grown-wheat rhizosphere. *Biology and Fertility of Soils*, 35(2), 92-95. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0444-x>
- Kestur, S., Flores-Sahagun, T.H.S., dos Santos, L.P., dos Santos, J., Mazzaro, I., Mikowski, A. (2013). Characterization of blue agave bagasse fibers of Mexico. *Composites: Part A* 45, 153-161. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2012.09.001>
- Kjine, J.W., Bauchrowitz, M.A., Diaz, C.L. (1997). Root lectins and Rhizobia. *Plant Physiology*, 115, 869-873. <https://doi.org/10.1104/pp.115.3.869>
- Lavoie, J-M., Chornet, M., Chornet, E. (2009). Biomass refineries: relationships between feedstock and conversion approach. *Energy and Sustainability. WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 121, 35-48. <https://doi.org/10.2495/ESU090041>
- Lugo, R.E., Martínez, K., Morales, G., de la Rosa, R., Noriega, J.A. (2009). Determinación del origen botánico de los propóleos sonorenses mediante HPLC. *INVURNUS*, 4(2), 24-30.
- MAGAP (Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca). (2014). Elaboración, uso y manejo de abonos orgánicos. Quito, Ecuador. 19 p.
- Maldonado, D., Návlar, J. (2002). Ajuste y predicción de la distribución Weibull a las estructuras diamétricas de plantaciones de pino de Durango, México. *Madera y Bosques*, 8(1), 61-72. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.811306>

- Nathistoc (Natural History of Orange County, California) 2004. *Acacia retinoides* Schlecht. Consulted on line 06/07/2019. [http://nathistoc.bio.uci.edu/Plants%20of%20Upper%20Newport%20Bay%20\(Robert%20De%20Ruff\)/Fabaceae/Acacia%20retinodes.htm](http://nathistoc.bio.uci.edu/Plants%20of%20Upper%20Newport%20Bay%20(Robert%20De%20Ruff)/Fabaceae/Acacia%20retinodes.htm).
- Olivares, A., González, M.C.A., Carrillo, R. (2017). *Ricinus communis* y *Pseudomonas* sp. para la remediación de suelos contaminados con residuos de mina. *Agroproductividad* 10(4), 48-56.
- Oliveira de C., E., da Costa, J.M.N., de P. Júnior, T.J., Ferreira, W.P.M., Justino, F.B., de O. Neves, L. (2012). The performance of the CropGro model for bean (*Phaseolus vulgaris* L.) yield simulation. *Acta Scientiarum. Agronomy. Maringá* 34(3), 239-246. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v34i3.13424>
- Orona, I., Sangerman, D.M., Fortis, M., Vázquez, C., Gallegos M.A. (2013). Producción y comercialización de nuez pecanera (*Carya illinoensis* Koch) en el norte de Coahuila, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 4(3), 461-476. <https://doi.org/10.29312/remexca.v4i3.1207>
- Ortiz, I.A., Valdez, S., Gamero, E.C., Rosales, R., Acevedo, M.M. (2018). Antibacterial activity of oregano extracts on halo blight isolated from common beans grown in Durango, México. *Annual Report of the Bean Improvement Cooperative*, 61, 149-150.
- OTEH (Observatorio Tecnológico de Hidalgo). (2015). Obtienen biogás a partir de paja de frijol. Consultado en línea 05/01/2022. <https://otech.uaeh.edu.mx/noti/index.php/biotecnologia/obtienen-biogas-a-partir-de-paja-de-frijol/>
- Panwar, A., Choudhary, S., Sharma, M., Shrama, Y.K., Meena, R.S., Malhotra, S.K., Mehta, R.S., Aishwath, O.P. (2012). Morphological and biochemical characterization of *Rhizobium* isolates obtained from fenugreek (*Trigonella foenum*). *Seed Research*, 40(2), 196-200.
- Pérez, C.P., Dávalos, R. (2016). Anatomía de la madera de seis especies de *Pinus* (Pinaceae) del estado de Durango, México. *Madera y Bosques*, 22(3), 113-132. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2231460>
- PND (Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018) (2014). Programa nacional forestal 2014-2018, especial. México: Gobierno de la República. 144 p. Consultado en línea 5 de junio de 2019. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/5382Programa%20Nacional%20Forestal%202014-2018.pdf>.
- PROFEPA (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente). (2018). Informes de plantaciones forestales comerciales (PFC). Durango, México. Base de datos.
- PROTA (Plant Resources of Tropical Africa). (2017). *Dodonaea viscosa*. Consultado en línea 02/04/2017. [http://uses.plantnet-project.org/en/Dodonaea_viscosa_\(PROTA\)](http://uses.plantnet-project.org/en/Dodonaea_viscosa_(PROTA)).
- Quiróz, I., Pincheira, M.P., Hernández, J.A., González, M., García, E., Soto, H. (2014). Efecto del volumen radicular sobre el crecimiento de *Acacia dealbata* Link. en vivero y en terreno en el secano de la región del Biobío, Chile. *Revista Árvore*, 38(1), 155-164. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000100015>
- Rani, M.S., Pippalla, R.S., Mohan, K. (2009). *Dodonaea viscosa* Linn.-An overview. *JPRHC*, 1(1): 97-112.
- Rashmi, D.V., Pathak, Kumar, R. (2019). Effect of *Ricinus communis* L. on microorganisms: Advantages and disadvantages. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 8(04): 878-884. <https://doi.org/10.20546/ijcmmas.2019.804.099>

- REVIB (Red de Viveros de Biodiversidad). (2022). Madroño / *Arbutus xalapensis*. Pronatura. México. 2 p. https://revivemx.org/Fototeca/Arboles/Arbutus_xalapensis/8_Fichas_de_venta/Madrono_v2.pdf
- Ridolfi, L., Laio, F., D'Odorico, P. (2008). Fertility island formation and evolution in drylands ecosystems. *Ecology and Society*, 13(1), 5. <https://doi.org/10.5751/ES-02302-130105>
- Ríos, J.C., Acuña, E., Cancino, J., Rubilar, R., Navar, J.J., Rosales, R. (2016). Allometric equations commonly used for estimating shoot biomass in short- rotation wood energy species: a review. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 22(2), 193-202. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2015.05.022>
- Ríos, J.C., Rosales, R., Escobedo, I., Gutiérrez, J.V., Nava, C.A., Fernández, M., Domínguez, P.A., Santana, S. (2019). Calidad y carga microbiana de la biomasa producida con especies vegetales cultivadas de forma intensiva. *Agrofaz-Journal of environmental and Agroecological Sciences*, 1(1), 43-55.
- Ríos, J.C., Rosales, R., Jiménez, R., Domínguez, P.A., Carrillo, A., Valenzuela L.M. (2021). Calidad de pélets a partir de biomasa de ocho especies dendroenergéticas de crecimiento rápido. *Agrociencia*, 55, 557-568. <https://doi.org/10.47163/agrociencia.v55i6.2559>
- Romero, A. (2010). Aprovechamiento de la biomasa como fuente de energía alternativa a los combustibles fósiles. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 104(2), 331-345.
- Rosales, R., Nava, C.A., Arellano, S., Quiñones, M.M. (2010). Rendimiento y contenido de grasa de la semilla de chicalote colectada en diferentes localidades de Durango. Memoria de Resúmenes. *XXIII Congreso Nacional y III Internacional de la Sociedad Mexicana de Fitogenética*. Nuevo Vallarta, Nay., México. p. 442.
- Rosales, R., Ríos, J.C., Jiménez, R., Carrillo, A., Nava, C.A., Domínguez, P.A. (2018). Rendimiento y calidad de biomasa en especies cultivadas para obtención de energía y abonos en Durango. *AGROFAZ-Volumen Especial CELALA*, 139-153.
- Rosales, R., Flores, H., López, J.C., Rubiños, J.E., Ortiz, I.A., Flores, H., Santana, S., Domínguez, P.A. (2021). Fenología y productividad del agua en variedades mejoradas de frijol pinto cultivadas en Durango, México. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 44(4): 511-519. <https://doi.org/10.35196/rfm.2021.4.511>
- Rosas, I., Colmenero, A., Naranjo, N., Rodríguez J.H. (2013). El mezcal de Durango, México. *Vidsupra*, 5(2), 113-117.
- Ruiz, G., Rodríguez, S., Cerrato, R.F. (2008). Fertility islands around *Prosopis laevigata* and *Pachycereus hollianus* in the drylands of Zapotitlán Salinas, México. *Journal of Arid Environments*, 72(7): 1202-1212. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.12.008>
- Salazar, L.M., Rosales, R., Jiménez, R., Ríos, J.C., Sigala, J.A., Carrillo, A., Domínguez, P.A., Martínez, M. (2015). Optimización calorífica en especies vegetales con potencial para la producción de biomasa dendroenergética en Durango. *AGROFAZ*, 15(1), 147-154.
- Saldaña, J.M. (2017). Aislamiento e identificación de cepas nativas de *Rhizobium phaseoli* de suelo de la presa de la juventud de Marín, Nuevo León. *Revista Iberoamericana de Producción Académica y Gestión Educativa*, 7: 1-22. Consultado en línea 28 de julio de 2019. <https://www.pag.org.mx/index.php/PAG/article/download/659/826>

- Sandilya, S.P., Bhuyan, P.M., Nageshappa, V., Gogoi, D.K., Kardong, D. (2017). Impact of *Pseudomonas aeruginosa* MAJ PIA03 affecting the growth and phytonutrient production of castor, a primary host-plant of *Samia ricini*. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(2), 499-514. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017005000036>
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2013). Anuario estadístico de la producción forestal 2012. México, D. F. 232 p. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/282924/2012.pdf>
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2014). Actualización del programa de ordenamiento ecológico estatal. Análisis de cambios de uso de suelo y vegetación. Gobierno del Estado de Durango. Durango, México. 42 p. Consultado en línea 17/12/2018. http://seigsrnyma.durango.gob.mx/docs/Analisis_Vegetacion_2002_2012.pdf
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2015). Consulta temática. Plantaciones Forestales Comerciales. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RFORESTA09_02&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce
- Shelly, J.R. (2011). Woody biomass: what is it – what do we do with it?. Universidad of California Berkeley. USA. 8 p. <https://www.pelletheat.org/assets/docs/industry-data/infoguides43284.pdf>
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2021a). Anuario estadístico de la producción agrícola. Documento consultado en línea. 23 de noviembre de 2021. http://infosiap.siap.gob.mx:8080/agricola_siap_gobmx/AvanceNacionalCultivo.do
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2021b). Población ganadera. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/655392/Inventario_2020_bovinos_carne_y_leche.pdf
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2021c). Población ganadera. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/655389/Inventario_2020_caprino.pdf
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2021d). Población ganadera. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/655390/Inventario_2020_ovino.pdf
- Sierra, D., Rosales, R., Santana, S., Ríos, J.C., Domínguez, P.A. (2020). Aplicación de materia orgánica para la producción sostenible de avena forrajera (*Avena sativa* L.) en Durango. *Memoria de la XXXII Semana Internacional de Agronomía*. FAZ-UJED. Gómez Palacio, Dgo., México. pp. 1125-1130.
- Sivaram, V. (2001). Honeybee flora and beekeeping in Karnataka State, India. *Proc. 37th Int. Apicultural Congress*. Durban, South Africa. 7 p. Consultado en línea 02/03/2017. <https://www.apimondia.com/congresses/2001/Papers/383.pdf>
- Solano, G., WingChing-Jones, R. (2018). Estructura de hato y manejo nutricional, sanitario, reproductivo y ambiental del caballo Iberoamericano en Costa Rica. *UNED Research Journal*, 10(2), 428-434. <https://doi.org/10.22458/urj.v10i2.2172>
- Tolosana, E., Ambrosio, Y., Laina, R., Martínez, R. (2008). Guía de la maquinaria para el aprovechamiento y elaboración de biomasa forestal. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España. 89 p.

- Tortosa, G. (2013). Criterios para obtener composts de calidad para la producción industrial de abonos y enmiendas orgánicas. Compostando Ciencia Lab. Consultado en línea 23 de junio de 2019. <http://www.compostandociencia.com/2013/05/criterio-calidad-composts-como-abonos-html/>
- Trucíos, R., Ríos, J.C., Estrada, J., Valenzuela, L.M., Jacinto, R. (2011). Distribución espacial y cambio de uso de suelo en poblaciones naturales de mezquite. In: Ríos, J.C., R. Trucíos, L.M. Valenzuela, G. Sosa, R. Rosales (Comps.). *Importancia de las poblaciones de mezquite en el norte-centro de México*. Libro Técnico Núm. 8. INIFAP-CENID-RASPA. Gómez Palacio, México. pp. 34-47.
- UNE (Asociación Española de Normalización). (2010). UNE-EN 14774-3. Biocombustibles sólidos. Determinación del contenido de humedad. Método de secado en estufa. Parte 3. Humedad de la muestra para análisis general. Asociación Española de Normalización (UNE), Madrid, España. http://www.aenor.es/aenor/normas/normas/fichanorma.asp?tipo=N&codigo=N0045728#.WH_EN7GZNsM.
- Vásquez, J. (1996). Fijación biológica de nitrógeno en frijol de temporal y la diversidad genética de las poblaciones nativas de *Rhizobium*. Tesis de Doctorado. UANL-Monterrey, N. L. México. 103 p.
- Vázquez, C., García J.L., Salazar, E., López, J.D., Valdez, R.D., Orona, I., Gallegos, M.A., Preciado, P. (2010). Aplicación de estiércol solarizado al suelo y la producción de chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.). *Revista Chapingo Serie Horticultura* 17(SPE1), 69-74.
- Vignote, S. (2016). La biomasa, importancia, características y formas de preparación. Reporte Técnico. 1-36. https://www.researchgate.net/publication/311171316_La_biomasa_Importancia_tipos_y_caracteristicas_y_formas_de_preparacion
- Vital, L., Mendoza, A. (2014). *Azospirillum*: habitante de las gramíneas. *La Ciencia y el Hombre XXVII*(2). Consultado en Línea 06 de julio de 2019. <https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol27num2/articulos/Azospirillum.html>
- Zuno, F.G., Estrada de los S., P., Gallegos, J.A., Rocha, N.E., Aldana, M.L., Virgen, G., Miller, M.G., Muñoz, C.V. (2009). Producción *in vitro* de planta de papa inoculada con *Pseudomonas* sp. *Terra Latinoamericana*, 27(3), 207-217.

Situación energética del Paraguay.

**Lisa Lovera^{1*}, Hugo Ramírez², Santiago Gulino³,
Luís de Jesús Navarro⁴, Axel Benitez⁵**

¹Facultad Politécnica de la Universidad Nacional de Asunción, FPUNA.

²Viceministerio de Minas y Energía, VMME.

³Universidad del Cono Sur de las Américas, UCSA.

⁴Administración Nacional de Electricidad, ANDE.

⁵Epsilon Ingeniería SRL.

*Autor para correspondencia: lisalovera@hotmail.com

1. Introducción

La matriz energética del Paraguay se caracteriza por una elevada oferta de energía primaria de origen renovable y local. De acuerdo al Balance Energético 2020 emitido por el Viceministerio de Minas y Energía¹, el 40% de dicha oferta correspondió a Hidroelectricidad y el 36% a Biomasa (leña para uso directo y producción de carbón vegetal, residuos vegetales y productos de caña de azúcar para la producción de alcohol). La oferta de energía se complementa con la importación de hidrocarburos derivados del petróleo y representa el 24%, el mismo es aprovechado en el sector del transporte (Figura 1).

El total de la oferta bruta de energía alcanzó los 10.333 ktep.

Las pérdidas de energía y el manejo de stock representan un 16% de la oferta total, el 24% de la energía primaria generada se destina a la exportación y un 60% al consumo local.

La evolución histórica de la oferta puede verse en la Figura 2. Paraguay se convirtió, desde finales del año 2021, en el único país del mundo con generación eléctrica 100% limpia y renovable, tras la desconexión de la última central térmica que abastecía energía a la ciudad de Bahía Negra, Chaco Paraguayo². La generación de esta energía eléctrica proviene de las hidroeléctricas mencionadas.

¹ Vice Ministerio de Minas y Energía (VMME), "Balance energético nacional 2020," <https://www.ssme.gov.py/vmme/pdf/balance2020/Balance%20Energ%C3%A9tico%20Nacional%202020%20-%20V2.pdf>

² <https://elperiodicodelaenergia.com/paraguay-es-el-unico-pais-del-mundo-con-generacion-electrica-100-renovable/>

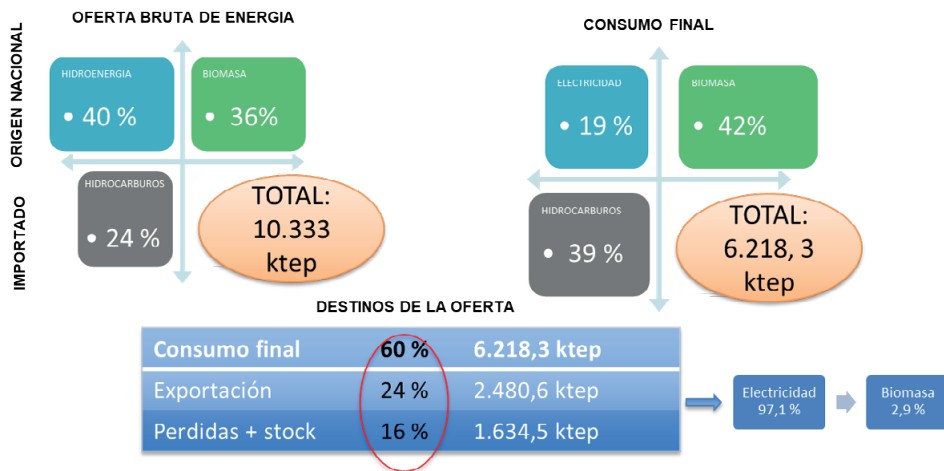


Figura 1. Matriz Energética del Paraguay, año 2020.

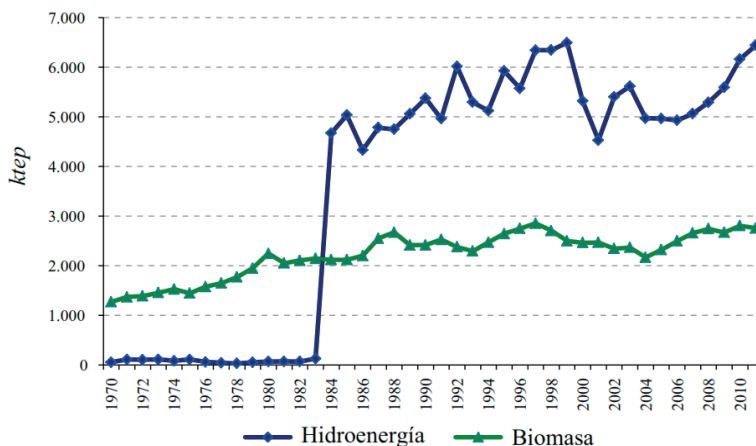


Figura 2. Evolución histórica de la oferta de energía primaria: hidroenergía y biomasa³

En cuanto al consumo final de energía, según el último balance energético 2020, el 19% corresponde a la hidroelectricidad, el 42% a la biomasa, que en su mayoría está compuesto por leña y residuos vegetales. Los derivados del petróleo representan el 39% del consumo final, los mismos son 100% importados ya que en el Paraguay no se cuenta con producción de petróleo crudo y gas natural. Su evolución histórica puede verse en la Figura 3. El uso final de la energía por sector está encabezado por el transporte con el 40,93%, le siguen el sector industrial y residencial con el 25,49% y 30,25% respectivamente, y por

³ Cepal et al., "Informe nacional de monitoreo de la eficiencia energética de la república del Paraguay, 2016," 2016.

último el sector público y otros con el 3,31%. El total del consumo final de energía alcanzó 6.218,3 ktep.

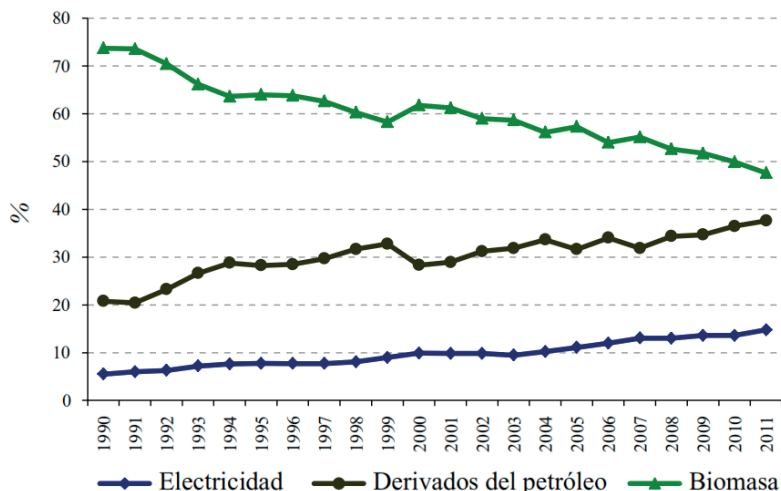


Figura 3. Evolución de la estructura del consumo final de energía según la fuente⁴.

El parque de generación de energía eléctrica en el Paraguay ofrece una producción que supera ampliamente el consumo nacional. Una de las hidroeléctricas con la mayor producción de energía del mundo, la Itaipú Binacional, fue construida por los países Paraguay y Brasil. Así también, la hidroeléctrica Yacyretá, es compartida con Argentina. La hidroeléctrica Acaray es 100% nacional. La potencia instalada de dichas centrales puede verse en la Tabla 1.

Tabla 1. Potencia Instalada en Centrales Hidroeléctricas en Paraguay.

Central Hidroeléctrica	Potencia Nominal (MW)	Potencia disponible (MW)
ITAIPU	14.000	7.000
YACYRETA	3.200	1.600
ACARAY	200	200

Esta producción de energía es destinada en gran porcentaje a la exportación hacia países vecinos (Argentina, Brasil), existiendo una gran brecha entre la producción y el consumo de electricidad, como puede verse en la Figura 4.

⁴ Ídem.

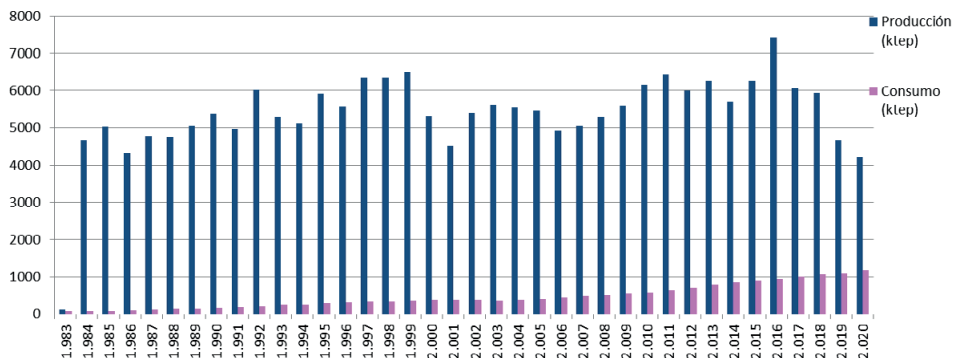


Figura 4. Producción y consumo de energía eléctrica en Paraguay.

Pese a que la producción excede ampliamente al consumo de energía eléctrica en el Paraguay, existen estudios que muestran escenarios muy diferentes a la situación actual, para los próximos años^{5,6}. Entre los escenarios propuestos en dichos estudios, se prevé que la demanda de energía, como mínimo, será duplicada en el lapso 2013-2040. La tasa de crecimiento de la demanda de energía eléctrica sería de 3,1% anual en todo el período. Se considera que, para satisfacer la demanda energética, «se construirán los principales proyectos hidroeléctricos ya estudiados y las PCHs (Pequeñas Centrales Hidroeléctricas); también se prevé generación térmica a gas natural; el inicio de la producción nacional de petróleo y gas natural y la puesta en marcha de una nueva refinería»⁷.

2. Situación de la Biomasa

La producción de biomasa estuvo siempre caracterizada por un alto porcentaje de leña en la oferta (Figura 5). A partir del año 2005, con la aprobación de la Ley de Fomento a los Biocombustibles, puede notarse el inicio de la producción de caña de azúcar y su incremento en los últimos años. Esto también fue potenciado gracias al avance en las gestiones e implementación de otras normativas (ver Sección 0).

⁵ Prospectiva Energética de la República del Paraguay 2013-2040, Resultados finales, noviembre 2016. <https://die.itaipu.gov.py/die/files/files2016/file/Presentacion%20Final%20FB%2021-11-16%20Final.pdf>.

⁶ Gobernanza y prospectiva energética – UNDP, abril 2020. https://www.undp.org/content/dam/paraguay/docs/INDH%202019-2020/INDH_Cap%207_200330_CC05.pdf.

⁷ Decreto Nro. 6092 por el cual se aprueba la Política Energética de la República del Paraguay 2040, octubre 2016. https://www.itaipu.gov.py/sites/default/files/u51/Decreto_Nro_6092_0.pdf.

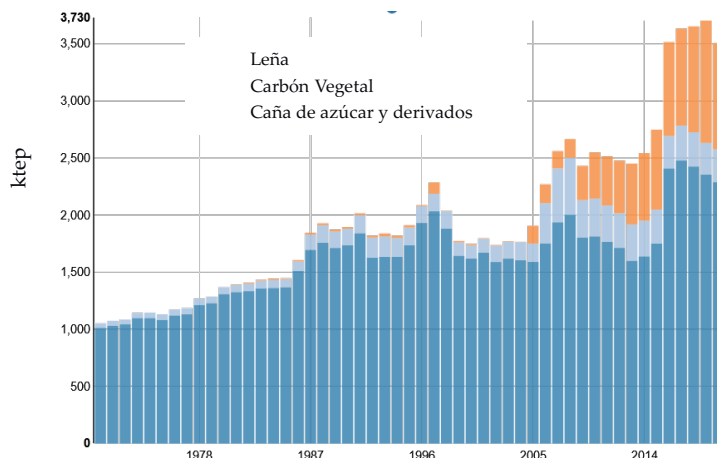


Figura 5. Evolución de la producción a partir de distintas fuentes de energía, Paraguay - 2020⁸.

En cuanto al consumo de biomasa, el principal consumidor es el sector industrial con la utilización para la generación de vapor (Figura 6), luego el sector residencial, que lo utiliza principalmente para la cocción de alimentos (Figura 7). El 64% del consumo total de productos de la biomasa corresponden a la leña, sin incluir la leña destinada a las carboneras para la producción de carbón vegetal. Le siguen los residuos de origen vegetal, el carbón vegetal y el alcohol combustible donde se incluye las mezclas con gasolinas de motor (Figura 8).

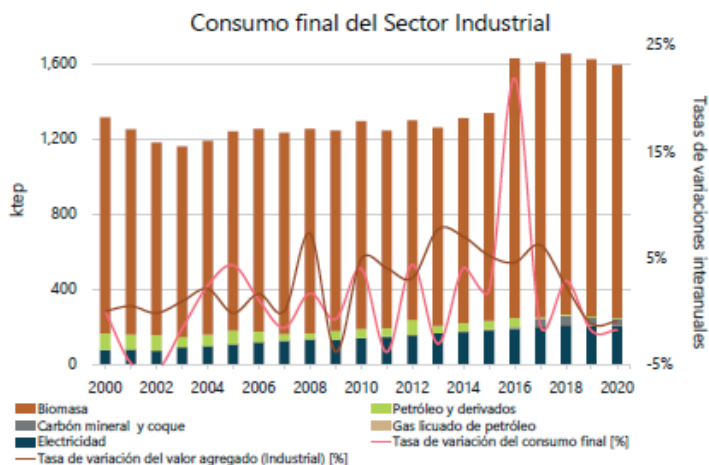


Figura 6. Consumo final del Sector Industrial⁹.

⁸ Organización Latinoamericana de Energía OLADE (<https://sielac.olade.org>).

⁹ Panorama Energético para América Latina y el Caribe, OLADE 2021.

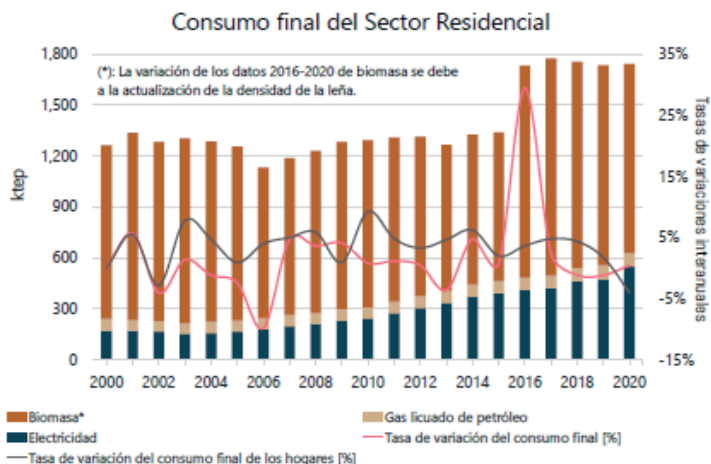


Figura 7. Consumo final del Sector Residencial¹⁰.

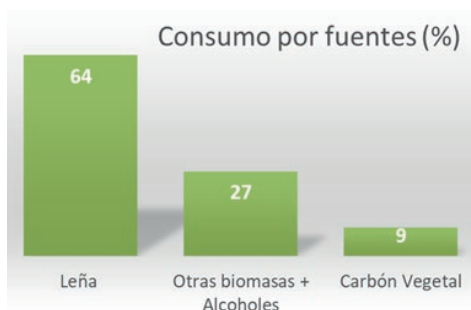


Figura 8. Consumo final de biomasa, por fuentes¹¹.

En el Paraguay, no existe actualmente una oferta de biomasa producida sosteniblemente para atender las necesidades energéticas de los sectores industriales consumidores de biomasa forestal. La diferencia entre la oferta potencial de producción sostenible de la leña y el consumo con fines energéticos, es compensada con el uso de los bosques nativos (Tabla 2).

Tabla 2. Balance de Biomasa Forestal Energética en Paraguay¹².

Parámetros	Volumen de leña (m ³)	Participación (%)
Consumo Efectivo de Biomasa Forestal con Fines Energéticos	13.957.661	100
Oferta Potencial de Producción sostenible de Leña	5.034.132	36,1
Diferencia	8.923.529	63,9

¹⁰ Ídem

¹¹ Vice Ministerio de Minas y Energía (VMME), 2020. "Balance energético nacional 2020"

¹² Vice Ministerio de Minas y Energía (VMME), 2019. "Producción y Consumo de Biomasa Forestal con Fines Energéticos en el Paraguay"

La situación mencionada en el párrafo anterior puede mejorarse a través de la implementación del Programa Nacional de Certificación de Biomasa, el cual inició su implementación el 1 de julio del 2021. Con este Programa, se espera la obtención de los primeros resultados para mediados del año 2022, a través de un proceso que irá implementándose de forma gradual (ver Sección 0).

3. Producción de Etanol

La producción de etanol en el Paraguay representa el principal Biocombustible del País, de igual manera no presenta incidencia en la matriz de oferta energética y es considerablemente menor a la producción a nivel regional. No obstante, satisface la demanda local para cumplir con los porcentajes de mezcla establecidos por el Ministerio de Industria y Comercio (MIC).

Principales cultivos en el Paraguay

La agricultura es el motor de la economía paraguaya, según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la producción agrícola se concentra principalmente en la soja, caña de azúcar y maíz (Figura 9). La mayoría de la producción agrícola se realiza en la región oriental debido a su clima y suelo; la tierra arable en esta región está intensamente cultivada.

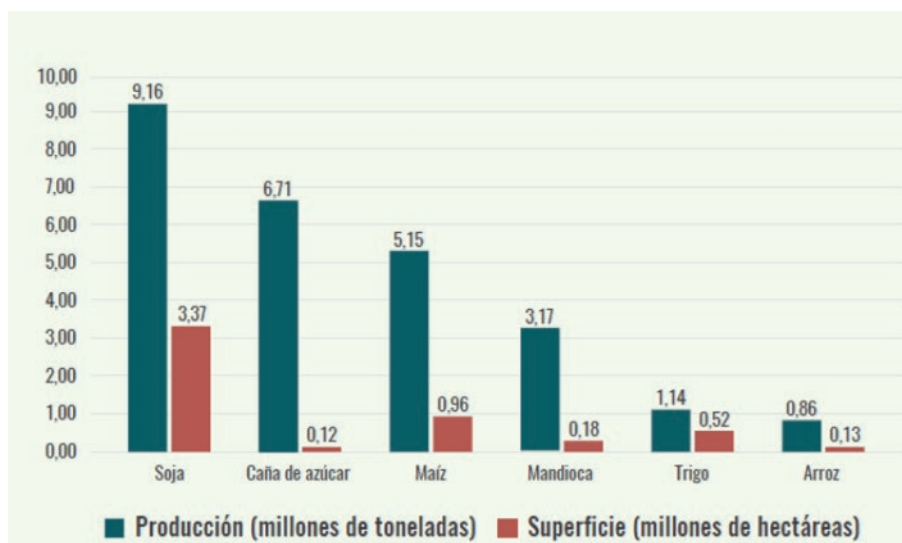


Figura 9. Producción de los principales cultivos - Año 2016¹³.

¹³ Pirelli, T., & Rossi, A. (2018). Sostenibilidad de la biomasa forestal para energía y del etanol de maíz y caña de azúcar en Paraguay: resultados y recomendaciones de la implementación de los indicadores de la Asociación Global Para la Bioenergía.

La producción de soja es particularmente significativa, según la Cámara Paraguaya de Exportadores y Comercializadores de Cereales y Oleaginosas (CAPECO), en la zafra 2019 - 2020 se alcanzó 10 millones de toneladas. De esta producción, un 65% se destina a la exportación, 30% para industrias y un pequeño porcentaje para semilla / uso doméstico. Debido a esto, Paraguay es considerado uno de los principales exportadores de soja en el mundo.

La caña de azúcar tuvo una tendencia de crecimiento de sus áreas de producción, desde la zafra 2005, de 74.000 ha cultivadas pasó a 120.000 ha en la zafra 2016 duplicándose así la superficie cultivada en el país. Según el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG), en la actualidad, constituye uno de los cultivos agrícolas de importancia para la producción de etanol, que es utilizado en bebidas alcohólicas, industria química, en el sector farmacéutico y, en importante escala como combustible alternativo al petróleo fósil.

La superficie de cultivo del maíz ha venido demostrando un incremento significativo en los últimos años, así como su producción y rendimiento. Según CAPECO en la zafra 2019 superó los 5 millones de toneladas, de esta producción aproximadamente el 50% se destina a la exportación anualmente.

Destino de los principales cultivos

De acuerdo al Balance Energético del año 2018 del VMME, los resultados referentes al destino de los principales cultivos pueden verse en la Figura 10. Puede resaltarse que la soja y el maíz son los cultivos de mayor exportación. En cuanto a la producción de la Caña de Azúcar, se destina principalmente a la elaboración de azúcar (60%), el restante 40% es destinado a la producción de alcohol y miel. Del alcohol producido, una parte es destinada a la producción de etanol, satisfaciendo así la demanda local en cuanto al porcentaje de mezcla con la nafta establecido por el Ministerio de Industria y Comercio, para su uso en el sector del transporte.

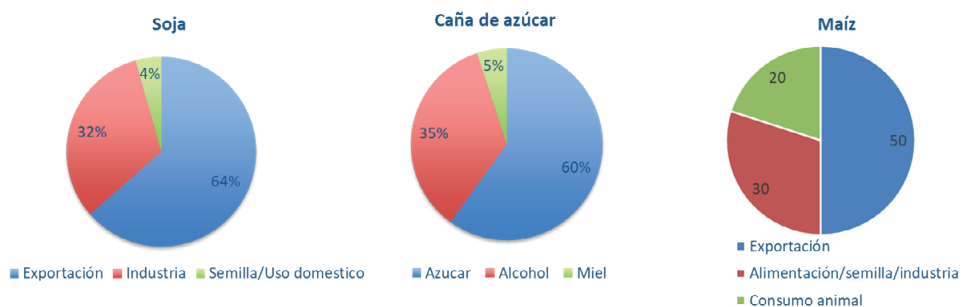


Figura 10. Destino de los principales cultivos.

Etanol a partir de la caña de azúcar y el maíz

La caña de azúcar y el maíz son las principales materias primas utilizadas para la elaboración del etanol. Sus características principales pueden verse en la Tabla 3. Del total de

la materia prima disponible, aproximadamente 2 millones de toneladas de caña de azúcar y 450.000 toneladas de maíz anualmente son destinadas a la producción de etanol.

Tabla 3. Principales cultivos y sus características¹⁴.

Materia prima	Superficie cultivada (Has)	Capacidad de producción (ton)	Rendimiento (ton/Ha)
Caña de azúcar	105.000	5.932.463	57
Maíz	850.000	4.500.000	5,29

Los antecedentes de la producción de Etanol, desde el año 2005, pueden verse en la Figura 11. La producción anual sigue una curva ascendente que se ha incrementado unas diez veces más desde el 2005 al 2020.



Figura 11. Antecedentes de la producción de Etanol¹⁵.

Industrias dedicadas a la producción de Etanol

En Paraguay existen actualmente 5 plantas de bioetanol con capacidad total de producción de 540 millones de litros por año aproximadamente, utilizan como materia prima para la producción la caña de azúcar y el maíz.

Tabla 4. Principales empresas productoras de bioetanol¹⁶.

Empresa	Ubicación Departamental	Capacidad instalada (millones de litros / año)
---------	-------------------------	--

¹⁴ Ministerio de Industria y Comercio 2020.

¹⁵ Pirelli, T., & Rossi, A. (2018). Sostenibilidad de la biomasa forestal para energía y del etanol de maíz y caña de azúcar en Paraguay: resultados y recomendaciones de la implementación de los indicadores de la Asociación Global Para la Bioenergía.

¹⁶ IRENA (2021), IRENA Renewable Readiness Assessment: Paraguay, International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.

INPASA	San Pedro	252
	Canindeyú	144
PETROPAR	Guairá	80
AZPA S.A.	Guairá	30
Ingenio San Luis S.A.C.I.C	Canindeyú	20
ALPASA	Paraguarí	15

4. Marco político y legal

Actualmente Paraguay tiene leyes y decretos vigentes que apoyan la producción y consumo de los biocombustibles como etanol y biodiesel, algunas de ellas y las más importantes se mencionan a continuación:

Ley 2748/05 “De Fomento a los Biocombustibles”

La cual define al biodiesel y al etanol, anhidro e hidratado, como biocombustibles; así mismo, a través de los decretos 7412/06 y 4952/10, que reglamenta la citada Ley, se establece el marco legal para la producción y uso de estos biocombustibles y sus materias primas.

La Ley y sus decretos estipulan que el Ministerio de Industria y Comercio, a través del Viceministerio de Comercio, verifica y aprueba el cumplimiento de los requisitos exigidos a las empresas y organizaciones que deseen producir biocombustibles; al igual que los proyectos presentados por las mismas. Como parte del proceso, los inversores potenciales deben obtener una Licencia Ambiental del Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES). El Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG) está a cargo de certificar el origen de toda materia prima utilizada para la producción de biocombustibles; y se asegura de la disponibilidad de esta materia prima en cantidad suficiente dentro del país. Los biocombustibles sólo pueden ser importados si existe una probada escasez de este en la oferta doméstica. Actualmente la producción de etanol abastece la demanda local.

Gracias a la implementación de esta Ley se logró, entre los años 2006 y 2010, el crecimiento de la producción y comercialización de etanol en un 300% a través del incremento gradual del porcentaje de mezcla mínimo obligatorio de etanol anhidro en las gasolinas; se llegó al rango de: 24-25%; en virtud de la Resolución 162/2009 del MIC; y también, se logró que el etanol tribute 0% del Impuesto Selectivo al Consumo (ISC); así como el 0% de arancel de importación para los vehículos Flex Fuel.

Ley 5444/15 “Fomento de consumo de alcohol absoluto y alcohol carburante”

En julio 2015, el gobierno promulgó la Ley 5444/15, que pretende promover el consumo de bioetanol. La ley obliga que la caña de azúcar sea la materia prima prioritaria utilizada para la producción de etanol. Solamente si ya no existe caña de azúcar para ser

cosechada en las áreas de influencia de las plantas de etanol (en un radio de 50 km), el Ministerio de Industria y Comercio autorizará el uso de otras materias primas.

En la práctica es una disposición de difícil control; y se basa en una declaración en la factura de venta del etanol por parte del productor de que este etanol se produjo a partir de caña de azúcar.

Otras de las incorporaciones de esta Ley y que aún sigue pendiente por los Organismos y Entidades del Estado (OEE) que adquieran vehículos livianos y utilitarios es que deberán incorporar un mínimo del 30% (treinta por ciento) de vehículos que utilicen combustible tipo Flex Fuel. El margen de compra de vehículos tipo Flex Fuel deberá aumentar gradualmente hasta lograr el cambio total de las flotas de transporte a vehículos propulsados por biocombustibles.

Decreto 4056/2015 “Programa Nacional de Certificación de Biomasa”

El Programa Nacional de Certificación de Biomasa (PNCB), creado por la Resolución MOPC N° 933/20, que reglamenta el Decreto N° 4056/15 “Por el cual se autoriza al Viceministerio de Minas y Energía (VMME), dependiente el Ministerio de Obras Públicas y Comunicaciones (MOPC), en Coordinación con el Instituto Forestal Nacional (INFONA), el Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADES) y el Ministerio de Industria y Comercio (MIC), a establecer Regímenes de Certificación, Control y Promoción del Uso de Bioenergías que garanticen la sostenibilidad de estos recursos energéticos renovables”, inició su implementación el 01 de julio del 2021.

Las industrias que consumen biomasa como energético deberán registrarse en el Registro de Consumidores de Biomasa. El programa busca recabar datos sobre la industria: ubicación, cantidad de sucursales o plantas, estimaciones de consumo de biomasa como energético y otros datos de producción. El PNCB tiene previsto una implementación gradual de acuerdo a lo establecido en el Decreto N° 4056/15.

El inicio del proceso de certificación de biomasa aguarda apenas la conformación del Comité de Certificación de Biomasa (CCB), que será la instancia rectora del PNCB. De acuerdo a lo establecido en el Artículo 4° de la Reglamentación del Decreto N° 4056/2015, el CCB estará integrado por diez (10) representantes de instituciones y entes privados del sector (MADES, INFONA, MIC, STP (Secretaría Técnica de Planificación), MOPC, FEPAMA (Federación Paraguaya de Madereros), UIP (Unión Industrial Paraguaya), CAPPPO (Cámara Paraguaya de Procesadores de Oleaginosas y Cereales), FEPRINCO (Federación de la Producción, la Industria y el Comercio), UNA (Universidad Nacional de Asunción))

5. Conclusiones

- El Paraguay está incrementando su consumo energético, particularmente en el año 2020 el Consumo Final de energía se redujo en un 3,8 % respecto al año 2019;
- La prospectiva energética de Paraguay al 2040 estima que en este periodo el consumo energético se duplicará, para lo cual se tendrá que incluir otras fuentes de energía para satisfacer la demanda;

- Los Biocombustibles representan una oportunidad para cumplir con las necesidades energéticas en el futuro, actualmente no tienen incidencia en la matriz de oferta;
- El consumo de Biomasa es superior a la producción sostenible, arriesgando así la superficie forestal de bosques nativos;
- El Etanol es el principal Biocombustible producido en el País, existe materia prima suficiente para abastecer la demanda de producción de etanol mínima exigida por el MIC;
- El rendimiento de los cultivos es bajo con respecto a los índices que se manejan en la región, lo cual refleja la necesidad de implementar técnicas avanzadas para aumentar la productividad;
- Paraguay necesita realizar estudios de factibilidad técnica, social y económica para aumentar el porcentaje de Biocombustible en la mezcla con los combustibles fósiles.

6. Referencias

- Cepal, N. et al., "Informe nacional de monitoreo de la eficiencia energética de la república del Paraguay, 2016," 2016.
- Decreto Nro. 6092 por el cual se aprueba la Política Energética de la República del Paraguay 2040, octubre 2016. https://www.itaipu.gov.py/sites/default/files/u51/Decreto_Nro_6092_0.pdf
- Gobernanza y prospectiva energética – UNDP, abril 2020. https://www.undp.org/content/dam/paraguay/docs/INDH%202019-2020/INDH_Cap%207_200330_CC05.pdf
- IRENA (2021). IRENA Renewable Readiness Assessment: Paraguay, International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi. <https://elperiodicodelaenergia.com/paraguay-es-el-unico-pais-del-mundo-con-generacion-electrica-100-renovable/>
- Organización Latinoamericana de Energía OLADE (<https://sielac.olade.org>)
- Panorama Energético para América Latina y el Caribe, OLADE 2021
- Prospectiva Energética de la República del Paraguay 2013-2040, Resultados finales, noviembre 2016. <https://die.itaipu.gov.py/die/files/files2016/file/Presentacion%20Final%20FB%2021-11-16%20Final.pdf>
- Pirelli, T., Rossi, A. (2018). Sostenibilidad de la biomasa forestal para energía y del etanol de maíz y caña de azúcar en Paraguay: resultados y recomendaciones de la implementación de los indicadores de la Asociación Global Para la Bioenergía.
- Vice Ministerio de Minas y Energía (VMME), 2019. "Producción y Consumo de Biomasa Forestal con Fines Energéticos en el Paraguay"
- Vice Ministerio de Minas y Energía (VMME), "Balance energético nacional 2020,"

Cuadernos de la Red IBEROMASA

Optimización de los procesos de extracción de biomasa sólida para uso energético

PARTE B

Mejora de procesos de aprovechamiento energético de biomasa

Estado del desarrollo de Biorrefinerías a nivel Global

**Xavier Álvarez Montero^{1*}, Ingrid Mercado Reyes²,
Melani Maruri Mora², José Carbo Pincay²**

¹Universidad Estatal de Bolívar (UEB).

²Laboratorio de Biotecnología Microbiana (LabBiotem S.A.), Ceibos calle 17 y transversa, Guayaquil-Ecuador.

*Autor para correspondencia: xalvarezec@gmail.com

1. Concepto

El continuo crecimiento poblacional y demográfico se vuelve una preocupación global que obliga a la humanidad a modificar los procesos de producción de energía por métodos que puedan satisfacer las necesidades energéticas y químicas simultáneamente y de forma sostenible (Asghar, Ajar, Yadav y Gupta, 2019; Kumar y Verma, 2021). Una idea por la que se puede apostar, son los biocombustibles que proporcionan una oportunidad dentro del campo energético y diferentes soluciones para la aplicación de bioprocesos en la producción comercial. Es así, que la generación de bioproductos tendrá un gran alcance para el aprovechamiento de recursos renovables, siendo así las biorrefinerías una gran idea para esta nueva era (Asghar et al., 2019).

En gran parte como resultado de la crisis de Covid-19, se espera que las emisiones globales de CO₂ disminuyan un 8% en 2020, o aproximadamente 2,6 gigatoneladas, niveles de hace 10 años (Figura 1). Dicha reducción interanual sería la más grande de la historia, seis veces mayor que la reducción récord anterior de 0,4 Gt en 2009, causada por la crisis financiera mundial, y dos veces mayor que el total combinado de todas las reducciones anteriores desde el final de la Segunda Guerra Mundial, sin embargo, se espera emitir 33 Gt de CO₂ a la atmósfera para el 2020 producto del uso de combustibles fósiles (IEA, 2020).

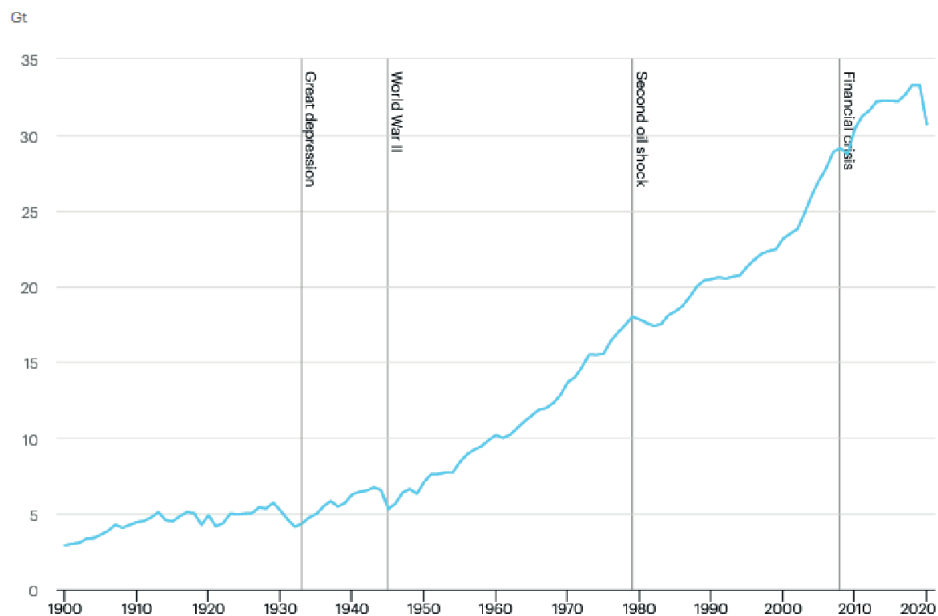


Figura 1. Emisiones globales de CO₂ relacionadas con la energía, 1900-2020 (Tomado de IEA, 2020).

Las biorrefinerías son parte del desarrollo tecnológico que permiten la recuperación de energías como el calor, electricidad y biocombustibles (Armas-Martínez, Morales Zamora, Albernas Carvajal y Erenio, 2019), mediante procesos biológicos que también generan una diversidad de bioproductos a través de la transformación de la biomasa (Figura 2). Las biorrefinerías son instalaciones que integran procesos y equipos de conversión de la biomasa como materia prima para producir combustibles, energía y productos químicos, siendo una oportunidad económica de recuperación energética sostenible (Gupta, Tuohy, Kubicek, Saddler y Xu, 2013; Singh et al., 2015; Asghar et al., 2019).

A través de los años se han aplicado diferentes procesos para separar de la biomasa sus principales constituyentes, para luego llevarlos a la transformación en bioproductos, biocombustibles u otros. Para la producción sostenible de biocombustibles se puede estimar el uso de residuos, generando así una autosuficiencia basada en el máximo aprovechamiento de materias primas viables, que sea tanto sustentable como económicamente factibles (González-Delgado y Kafarov, 2011; Thangam et al., 2021).

Tales procesos pueden ser físicos donde interviene la desestructuración, separación, homogenización o disminución de la biomasa mediante procesos mecánicos (González-Delgado y Kafarov, 2011). También procesos como la gasificación o pirólisis para la síntesis de gases y la hidrólisis o procesos enzimáticos en el campo químico (Berrios, Martín, Chica y Martín 2010). La digestión anaeróbica se usa en los procesos bioquímicos que degradan la biomasa por medio del metabolismo microbiano (Holm-Nielsen, Al Seadi y Oleskowicz-Popiel, 2009).

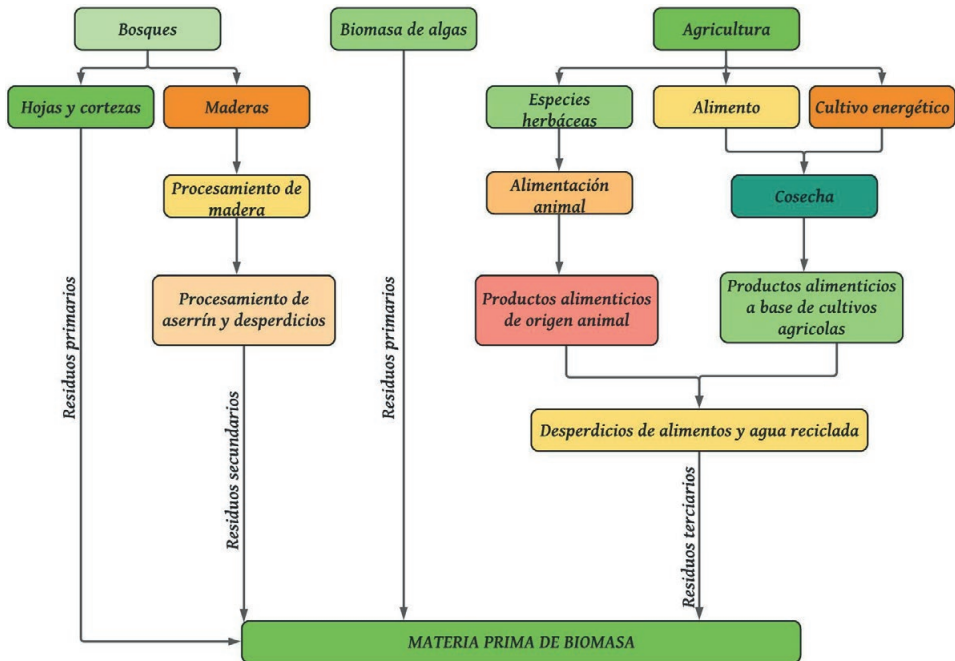


Figura 2. Clasificación de la Biomasa disponible en las Biorrefinerías (Modificado de Kumar y Verma, 2021).

La disponibilidad de tecnologías competentes en costos capaces de convertir la biomasa residual es una variable de la que dependerá la viabilidad de los actuales enfoques. Es importante asegurarse que toda la biomasa en su totalidad, es decir los productos y subproductos, sean utilizados dentro de los procesos de los bioproductos (Tabla 1) (Gupta et al., 2013). La biorrefinería puede proporcionar varios beneficios además de la producción de biocombustibles y compuestos de valor agregado, el principal beneficio es la disminución de impactos ambientales, al eliminar la producción de desechos y gases de efecto invernadero (Kumar y Verma, 2021).

Tabla 1. Esquema de los componentes de la biomasa y su uso en los diferentes campos (Basado en González-Delgado y Kafarov, 2011; Singh et al., 2015).

Materia Prima	Campo
Proteínas	Alimentación y comida, polímeros e insumos farmacéuticos.
Lípidos	Biodiésel, cosméticos, ácidos grasos, fluidos dieléctricos
Carbohidratos	Bioalcohol, azúcar, polímeros y electricidad.
Lignina	Germicidas, adhesivos, aglutinantes
Sustancias Especiales	Pigmentos, vitaminas, antioxidantes, fibras, toxinas, inhibidores, biomarcadores.

Ciertos objetivos como la valorización y cuantificación completa de residuos orgánicos, agrícolas, urbanos e industriales son necesarios para mantener el suministro constante de biocombustibles que puedan satisfacer las necesidades energéticas, mientras que los subproductos, las necesidades químicas y medicinales de la humanidad. Estas variables son parte de las ventajas que ofrece el desarrollo de las biorrefinerías como una opción sustentable para el planeta (Kumar y Verma, 2021), el principal desafío para el desarrollo de la biorrefinería es quizás la producción eficiente y rentable de biocombustibles para el transporte, mientras que de los biomateriales y bioquímicos coproducidos se pueden obtener beneficios económicos y medioambientales adicionales (Cherubini, 2010).

2. Tipos de Productos

Las biorrefinerías permiten el procesamiento de la biomasa de forma sostenible, con recursos (cultivos terrestres y acuáticos, agro, silvicultura, residuos de procesos y post-consumo) que se utilizarían eficientemente para obtener productos de valor agregado como biocombustibles, bioquímicos, bioenergía y biomateriales, englobados en ocasiones como productos de base biológica (ingredientes alimenticios/piensos, productos químicos) y bioenergía (biocombustibles, energía, calor) que reemplazarían parcialmente las refinerías basadas en recursos fósiles (De Jong y Jungmeier, 2015).

De manera general, las biorrefinerías constituyen una alternativa a las refinerías petroquímicas tradicionales mediante la obtención de Biocombustibles, Bioenergía y Bioproductos.

2.1 Biocombustibles

Los biocombustibles son un ejemplo de energía renovable que se pueden producir a través del metabolismo de organismos o microorganismos mediante diversos procesos y tecnologías para disminuir la dependencia de combustibles fósiles que dan lugar a problemas éticos, políticos y medioambientales (Cherubini, 2010; Asghar et al., 2019). La conversión de biomasa a bioproductos y bioenergía, es básicamente la transformación del carbono fijado en esta biomasa a los productos anteriormente mencionados. Los biocombustibles son producidos principalmente por organismos fotosintéticos, incluidas bacterias fotosintéticas, micro y macroalgas, y plantas vasculares terrestres que generalmente tienen una amplia distribución geográfica (Singh et al., 2015; Shah et al., 2018; Asghar et al., 2019).

Entre algunos de los beneficios del uso de los biocombustibles:

- i. son eficientes para la trasportación,
- ii. son recursos renovables,
- iii. liberan menos compuestos tóxicos en la atmósfera durante la combustión de la biomasa (Asghar et al., 2019; González-Delgado y Kafarov, 2011).

Los biocombustibles pueden ser obtenidos a partir de fuentes de biomasa común, ya que reducen la cantidad de proceso, tienen un considerable potencial a ser

biodegradables y contribuyen a la sostenibilidad y a la seguridad energética (Mekala, Potumarthi, Baadhe y Gupta, 2014; Thangam et al., 2021).

Los biocombustibles derivados de la biomasa pueden ser sólidos, líquidos o gaseosos (Tabla 2), donde los más conocidos son el biodiésel, bioaceite, etanol, biohidrógeno, metano y metanol que pueden ser obtenidos por métodos simples como la fermentación, transesterificación y la digestión anaerobia (Armas-Martínez et al., 2019; Asghar et al., 2019).

Tabla 2. Tipos de biocombustibles que se pueden obtener de la biomasa (Basado en Cherubini, 2010; Armas-Martínez et al., 2019).

Tipos de Biocombustibles de acuerdo al estado de agregación de la materia	
Biocombustibles gaseosos	Biogás, Gas de síntesis, hidrógeno y biometano
Biocombustibles sólidos	Pellets, lignina, carbón vegetal
Biocombustibles líquidos	Bioetanol, biodiésel, combustibles FT, bioaceite

A partir de las políticas actuales los procesos para la elaboración de biocombustibles se han caracterizado por ser muy costosos, sin embargo, producen ligeras reducciones del uso de combustibles fósiles que genera un gran valor añadido, aunque su desarrollo sin las debidas consideraciones técnicas y logísticas puede aumentar las emisiones de GEI (Gases de Efectos de Invernadero), a pesar de esto se conoce de sus ventajas sobre combustibles fósiles, como la renovabilidad, biodegradabilidad, secuestro del CO₂ y recuperación ambiental (Singh et al., 2015).

Sin embargo, la volatilidad reciente y aumento de los precios internacionales de los combustibles fósiles, ha dado como resultado que la producción de biomasa sea cada vez más competitiva como materia prima energética, según la Agencia Internacional de Energía (IEA-*International Energy Agency*), es posible que para el 2050 los biocombustibles cubran el 27 % de la demanda mundial de energía para transporte (Mekala et al., 2014; Singh et al., 2015; Shah et al., 2018). En la Figura 3, se observa la diversidad de productos que pueden ser empleados como biocombustibles a partir de una variedad de sustratos, generalmente residuos no utilizables.

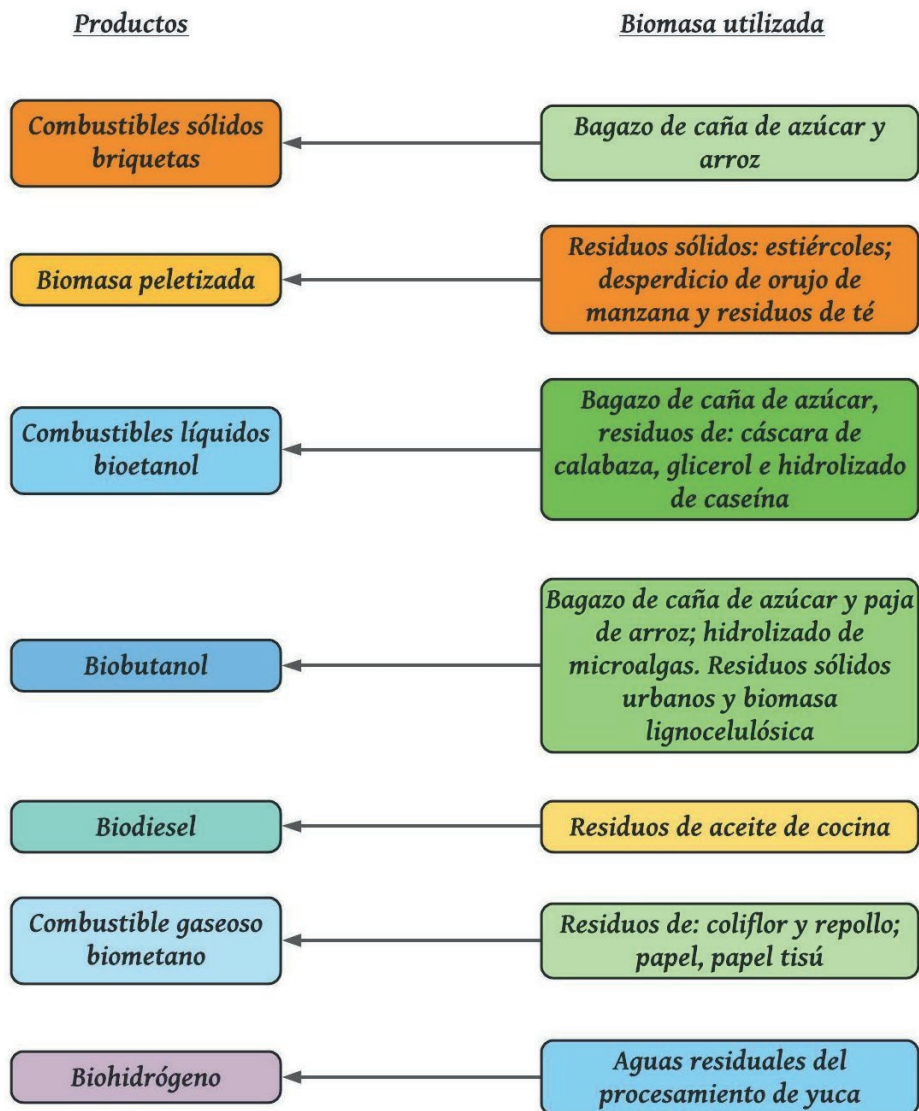


Figura 3. Productos derivados de diversos sustratos para la producción de biocombustibles (Modificado de Kumar y Verma, 2021).

Actualmente la demanda de biocombustibles ya cubre porcentajes de consideración en algunos países, en Alemania el 48 %, mientras que el 30 % en otros países europeos. En Estados Unidos cubre el 15 % y en otros países como Brasil, China, Canadá, India, Colombia y Malasia cubre un 7 % (Shah et al., 2018).

La producción y comercialización de biocombustibles en Ecuador se inició en la ciudad de Guayaquil en el 2010, comenzando con la producción de una gasolina mezclada con 5% de etanol anhidro. Para el año 2017 la producción de etanol para su uso como biocombustible fue de 84000 m³ (Martínez, 2018).

Aquellos biocombustibles producidos a partir de materias primas destinados a ser alimentos tales como cereales, caña de azúcar, aceite comestible o semillas son los primeros sustratos utilizados en los sistemas de Biorrefinerías, que se incluyen dentro de los biocombustibles de primera generación (Singh et al., 2015).

2.2 Bioenergía

Las Biorrefinerías avanzadas se han introducido en una variedad de sectores de mercado en un corto plazo (hasta el 2025) debido a la mejora de infraestructura, reducción de costos de inversión inicial y tiempo de comercialización, aunque aún se analizan métodos para disminuir procesos con tecnología avanzada. La bioenergía constituye uno de los beneficios que ha desempeñado un papel central en el despliegue del mercado de las biorrefinerías por las siguientes razones (van Ree y de Jong, 2019): se garantiza el suministro de biomasa sostenible por la disponibilidad de materia prima para las instalaciones de biorrefinerías, se puede integrar las biorrefinerías de digestión y de producción de combustibles aumentando la competitividad en el mercado por la obtención de productos de valor agregado, y, para la producción de bioenergía se pueden utilizar los residuos de baja calidad que no pueden ser reutilizados en aplicaciones de valor añadido.

En las últimas décadas las microalgas han sido principal foco de estudio para la generación de bioenergía, actualmente exploradas en la producción de biocombustibles líquidos (bioetanol, biodiésel) y gaseosos (biometano, biohidrógeno) por su atractivo en la mejora de la seguridad del combustible y reducir las emisiones de CO₂ (Bhushan, Kalra, Simsek, Kumar y Prajapati, 2020).

2.2.1 Bioenergía microalgal

La producción de bioenergía a partir de microalgas se presenta como un plan en desarrollo para producir biocombustibles, que podríamos considerar que es una fuente biogénica derivada de plantas y microalgas, en la que se ha determinado que el costo mínimo de biodiésel por litro sería de 4 dólares, siendo así viable, económico y sobre todo sostenible (Bravo-Fritz; Sáez-Navarrete, Herrera-Zepelin y Varas-Concha, 2016; Singh et al., 2015), aunque tendrá un valor superior sobre los combustibles tradicionales, hasta que las biorrefinerías puedan alcanzar estándares altos en el mercado internacional. Las microalgas son capaces de producir durante todo el año, crecen en medios acuosos sin gran demanda de agua a comparación con los cultivos terrestres, además que tienen un gran potencial para crecer y de generar biomasa seca. Existen desafíos tales como el cultivo de una sola especie en un medio, ya que está sujeto a variables y a condiciones que afectan la estabilidad de su pureza (Paul Abishek, Patel y Prem Rajan, 2014).

Según Cherubini (2010), la biomasa microalgal constituye la materia prima principal para la producción de bioenergía, ya que comprende gran variedad de lípidos, proteínas y carbohidratos utilizados para diferentes mercados, en gran proporción para la producción de biocombustibles por la gran cantidad de lípidos contenidos en la biomasa microalgal.

El aceite de microalgas es posible usarlo para la alimentación de animales, además parte de la biomasa residual se puede usar para la producción de metano mediante la digestión anaeróbica (Singh et al., 2015). El cultivo de microalgas va direccionada al proceso fotosintético, de cosecha, deshidratación y extracción de aceite.

La digestión anaeróbica se ha presentado como un camino para un rendimiento en la producción de biogás a partir de la biomasa microalgal, el que puede determinarse experimentalmente o mediante procedimientos teóricos. Es un proceso que inicia con la hidrólisis de polímeros complejos a macromoléculas ya sean glucósidos, proteínas y lípidos que pasan a ser compuestos más simples y menores en peso molecular (Bravo-Fritz et al., 2016).

El combustible que proviene de microalgas es más viable y favorable en relación con otros biocombustibles, ya que sus productos no son compuestos complejos estructuralmente, y así gran parte de su biomasa se convierte en aceite en comparación a otros organismos (Paul Abishek et al., 2014), cerca del 60 % de su peso seco se puede convertir en aceite, esto depende de la especie en cultivo, así como de las condiciones del mismo.

2.3 Bioproductos

En gran parte los procesos de las biorrefinerías siempre dan como resultado bioproductos, debido a que estos están dentro del campo de residuos secundarios y terciarios, que generalmente aprovechan hasta la última parte de la biomasa procesada. Para su obtención generalmente se usan las mismas materias primas, infraestructura, mercantilización y tecnología que es necesaria para su producción, a diferencia de los biocombustibles, donde los bioproductos necesitan una mejora (purificación) de la biomasa procesada.

Recursos renovables como la biomasa lignocelulósica son muy abundantes y económicos para producir biocombustibles y bioproductos. Aunque su conversión en azúcar fermentable es compleja debido a su estructura (Yang et al., 2014). Una biorrefinería basada en materia lignocelulósica puede producir gran cantidad de biomasa a partir de la cosecha en comparación a otras biomásas convencionales. Un ejemplo es como una planta de producción de etanol lignocelulósico se convierte en insumo para otras industrias generando sistemas bioindustriales que se integran entre sí (Singh et al., 2015).

Para la generación industrial de bioproductos, la modificación de microorganismos se presenta como una buena alternativa a aplicar (Yang et al., 2014). Un método eficaz para mejorar la biodegradabilidad y aumentar la eficiencia al momento de la conversión de biomasa en bioproductos es el pretratamiento microbiano.

A continuación (Figuras 4-8) se evidencian algunos esquemas de la producción desarrollada en diferentes procesos relacionados con la investigación sobre biorrefinerías, que incluyen bioproductos, biocombustibles, pretratamientos aplicados, fermentación de compuestos orgánicos a través de diferentes microorganismos:

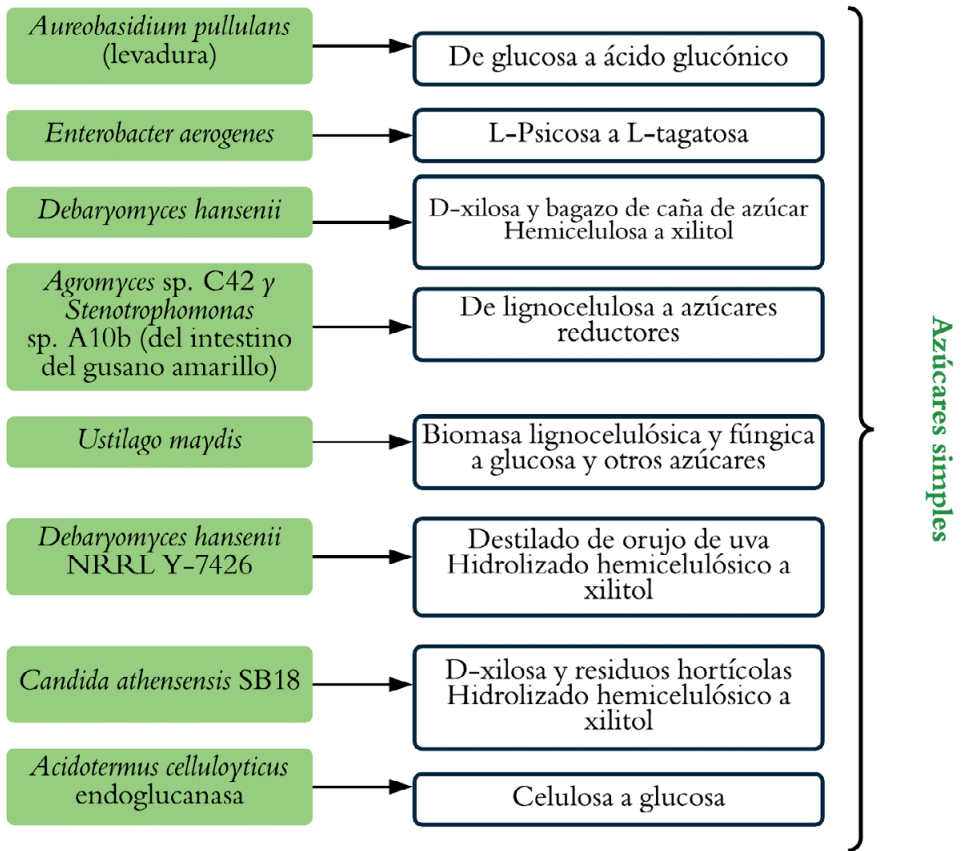


Figura 4. Bioproductos producidos por diferentes microorganismos (Basado en Anastassiadis, Aivasidis y Wandrey, 2003; Prakash, Varma, Prabhune, Shouche y Rao, 2011; Qi, Chen y Wang, 2011; Couturier et al., 2012; Salgado, Rodríguez, Cortés y Domínguez, 2012).

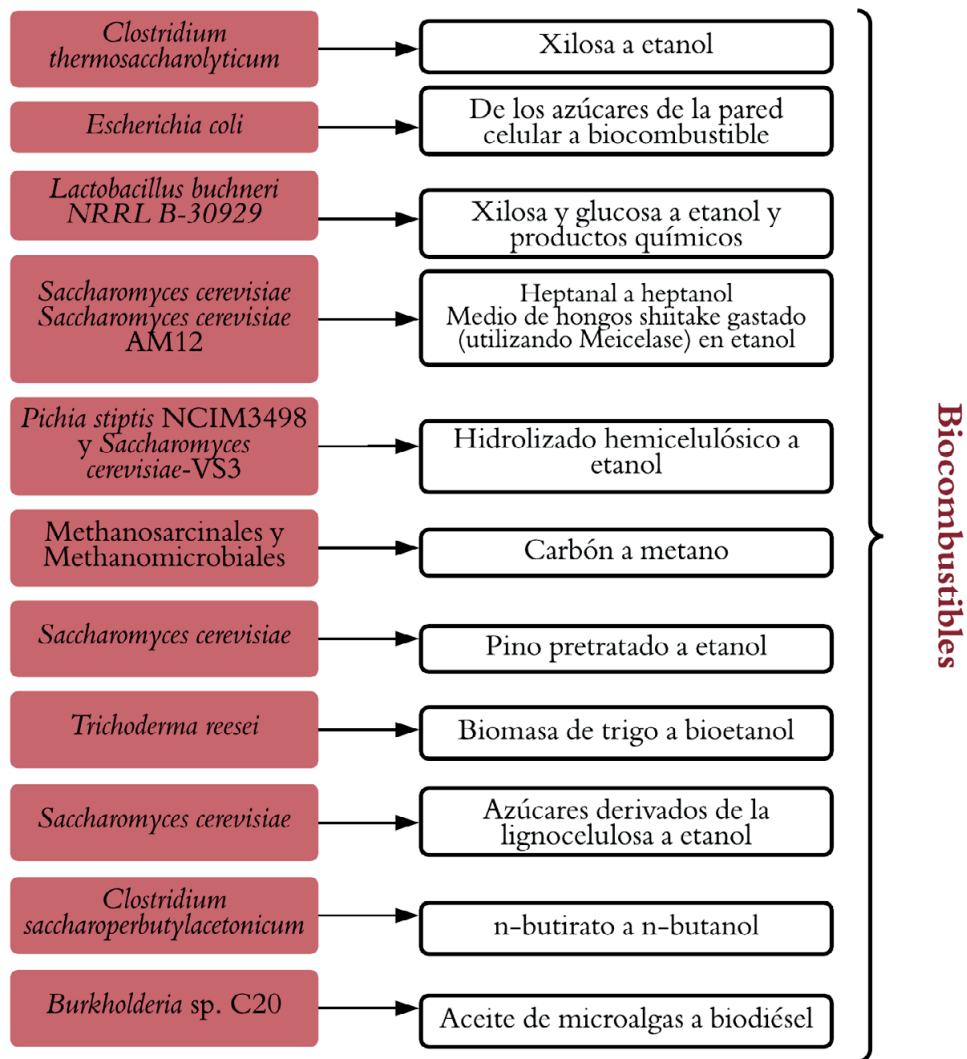


Figura 5. Biocombustibles producidos por diferentes microorganismos (Basado en Doran-Peterson, Cook y Brandon, 2008; Liu et al., 2009; Verma, Ray y De, 2010; Asada, Asakawa, Sasaki y Nakamura, 2011; Madhavan, Srivastava, Kondo y Bisaria, 2012; Richter et al., 2012; Tran, Yeh, Chen y Chang, 2012; Wawrik et al., 2012).

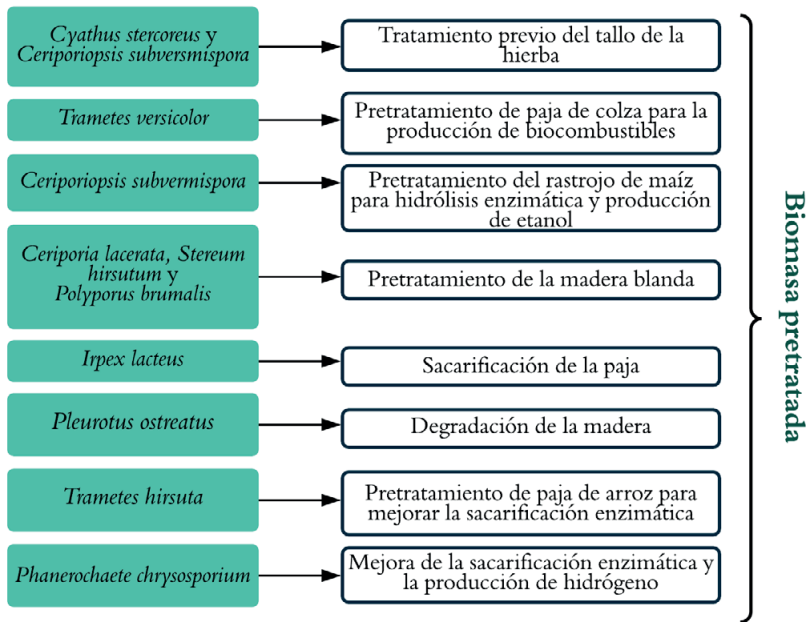


Figura 6. Microorganismos utilizados en los pretratamientos de diferentes tipos de biomasa (Basado en Akin et al., 1995; Wan y Li, 2010; Canam, Town, Tsang, McAllister y Dumonceaux, 2011; Piškur et al., 2011; Pinto et al., 2012; Saritha, Arora y Nain, 2012; Zhao et al., 2012).

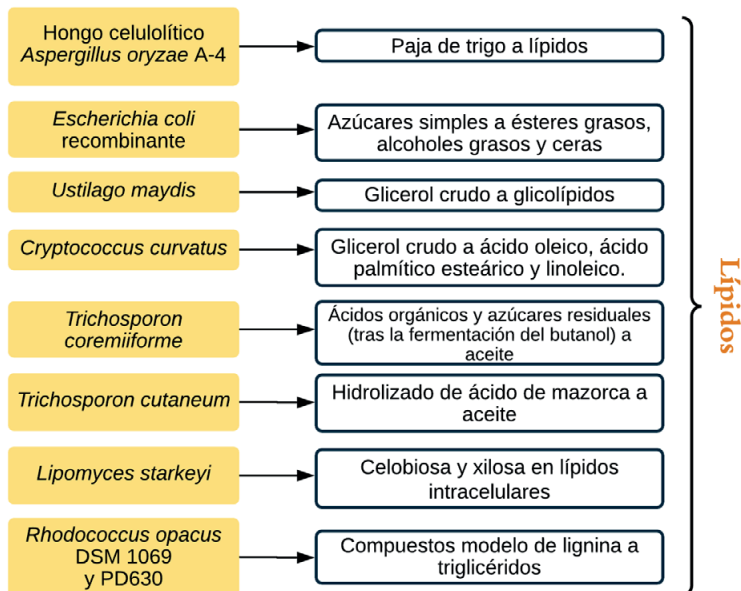


Figura 7. Diversos microorganismos que fermentan compuestos orgánicos a lípidos (Basado en Lin et al., 2010; Steen et al., 2010; Liu, Koh y Ji, 2011; Thiru, Sankh y Rangaswamy, 2011; Chen, Huang, Xiong, Chen, y Ma, 2012; Chen, Huang, Xiong y Ma, 2012; Gong et al., 2012; Kosa y Ragauskas, 2012).

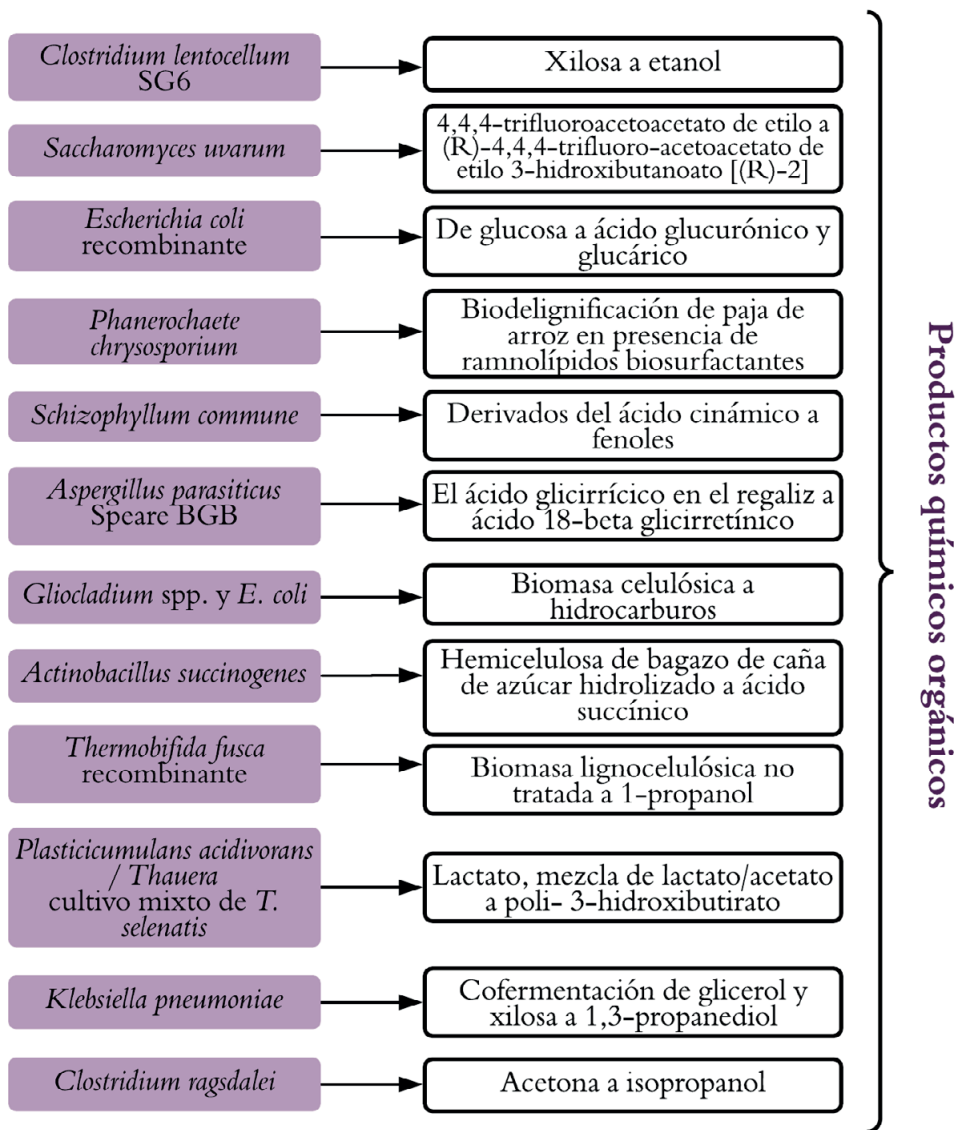


Figura 8. Diversos microorganismos que mediante su metabolismo fermentativo transforman sustratos orgánicos (Basado en Tammali, Seenayya y Reddy, 2003; He et al., 2007; Moon, Yoon, Lanza, Roy-Mayhew y Jones Prather, 2009; Liang et al., 2010; Ahamed y Ahring, 2011; Borges y Pereira, 2011; Deng y Fong, 2011; Jiang, Marang, Kleerebezem, Muyzer y van Loosdrecht, 2011; Jin, Li, Lu, Zhu y Huang, 2011; Ramachandriya et al., 2011; Shah et al., 2018).

3. Clasificación de las Biorrefinerías

El objetivo principal de una biorrefinería es transformar abundantes materiales orgánicos en productos útiles como biocombustibles, energía y productos químicos con procesos de conversión biológicos, físicos y químicos (Fernando, Adhikari, Chandrapal y Murali, 2006), por lo tanto, es necesario el desarrollo de infraestructuras de diversas tecnologías como: conversión termoquímica, bioquímica, combustión y de plataforma, mediante la utilización de materia prima que hace referencia a diferentes tipos de biomasa que se obtienen de productos biológicos sostenibles, obteniendo productos como biocombustibles, bioquímicos, bioenergía y otros de alto valor de demanda (Figura 9) (Ubando, Felix y Chen, 2019).

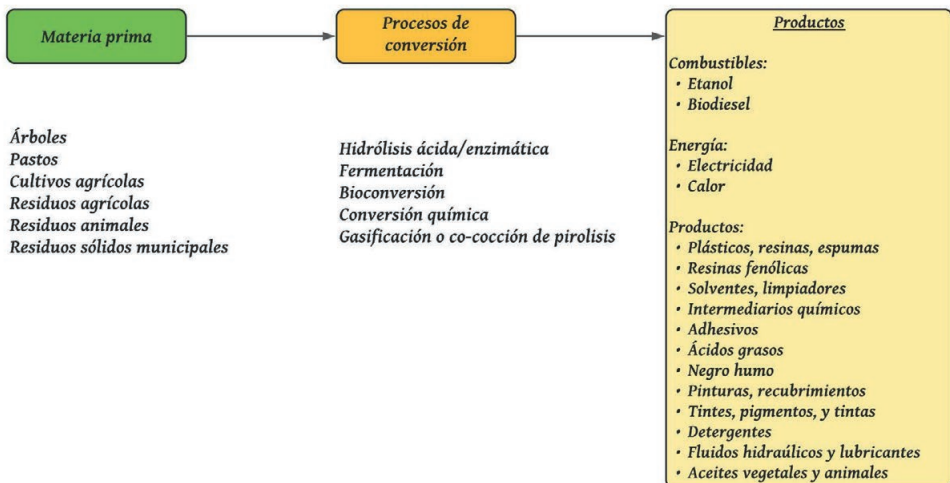


Figura 9. Esquema general de Biorrefinerías: materia prima empleada, procesos de transformación de biomasa y productos generados (Modificado de Fernando et al., 2006).

Para una adecuada clasificación se tiene como referencia la combinación de cuatro características principales que son: plataformas, productos, materias primas y procesos (Figura 10) (Gnansounou y Pandey, 2017; Hingsamer y Jungmeier, 2019).

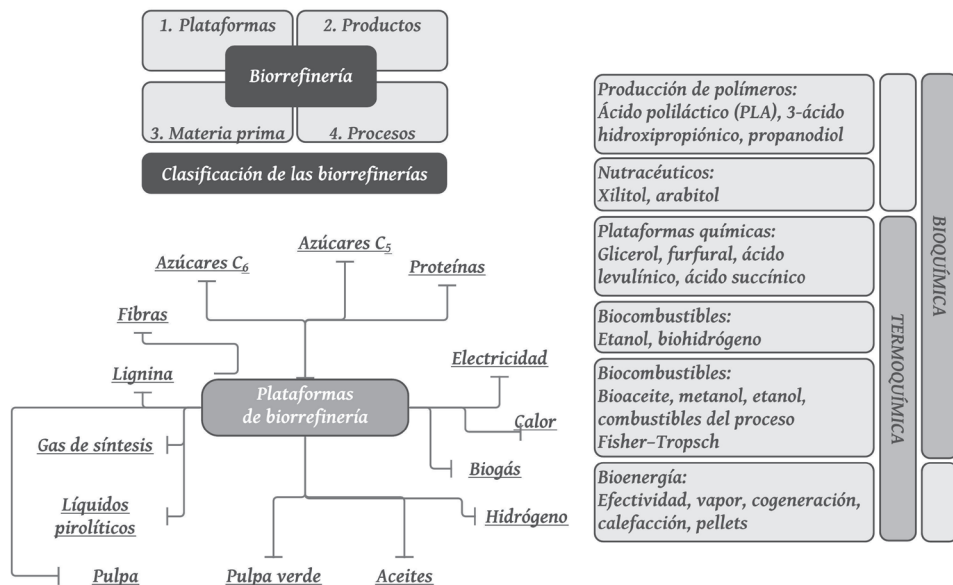


Figura 10. Criterios de clasificación de las biorrefinerías (Modificado de Silva, Escobar, Garcia-Nunez y Barrera. 2016).

Los tipos de biorrefinerías se definen generalmente por la IEA, (Figura 11) y deben cumplir las siguientes bases:

- i. Estado de implementación tecnológica: biorrefinerías de primera, segunda y tercera generación, biorrefinerías convencionales y biorrefinerías integradas.
- ii. Tipo de materias primas utilizadas: biorrefinerías de cultivos enteros (*WCBR-Whole Culture Biorefineries*), de residuos, de materia prima lignocelulósica, verdes y marinas.
- iii. Tipo de productos intermedios principales producidos/plataformas: plataforma de gas de síntesis, biogás, hidrógeno, azúcares, lignina, líquido de pirólisis, aceite, electricidad y calor.
- iv. Principales tipos de procesos de conversión aplicados: biorrefinerías termoquímicas, bioquímicas, químicas y mecánicas (De Jong y Jungmeier, 2015).

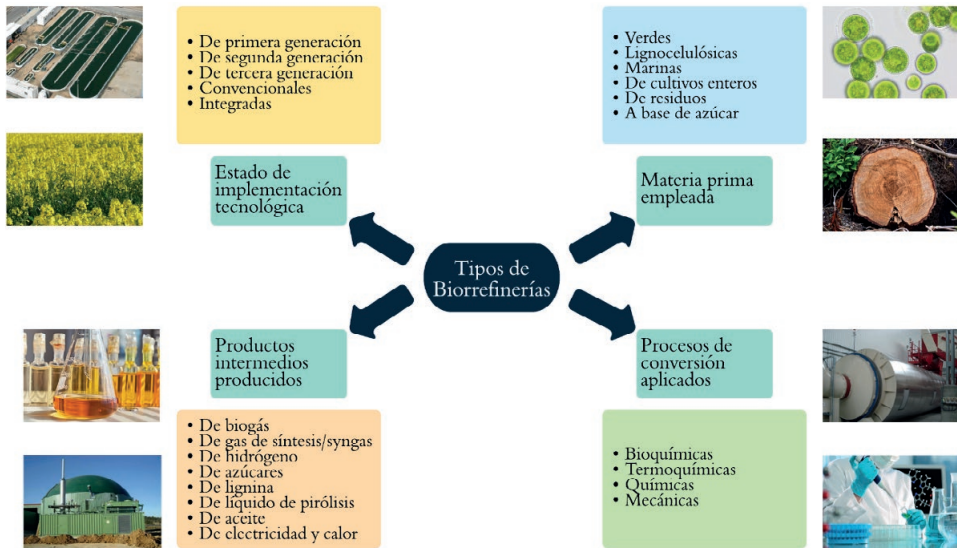


Figura 11. Sistema de clasificación de Biorrefinerías según la IEA (International Energy Agency).

3.1 Clasificación según el estado de implementación tecnológica

La demanda alimenticia actual, junto con la energética y de materiales, se ha tornado insostenible por un uso inadecuado de los recursos naturales, principalmente por el incremento de la población mundial, que hasta el 2050 se estima que incrementará de 7,8 mil millones a 9,0 mil millones, según extrapolaciones patrocinadas por las Naciones Unidas (Bystroff, 2021).

Se ha pronosticado que la producción alimenticia debe satisfacer hasta un 40% más de la demanda de alimentos para el 2050, lo que incentiva la búsqueda de materia prima alternativa o la mejora de los procesos tecnológicos convencionales (Bhatia, Bachheti, Garlapati y Chandel, 2020).

Desde la antigüedad, los procesos a escala para la generación de energía y obtención de productos materiales destinados a actividades antropogénicas se han enfocado en el uso primario de los recursos provenientes de refinerías de combustibles fósiles, representando más del 80% del suministro total de energía y derivados, sin embargo, se ha evidenciado que su uso continuo es una de las principales causas de contaminación en los ecosistemas por la generación del 85% de polución por partículas en el aire, además de emisiones de gases como el dióxido de azufre, dióxido de carbono y óxido de nitrógeno y compuestos como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), mercurio y sustancias químicas volátiles que forman ozono (O₃) a nivel del suelo (Cherubini, 2010; Perera, 2018).

Otras desventajas notables por el uso de combustibles fósiles incluyen el incremento del efecto invernadero, producción de lluvia ácida y el inminente agotamiento de esta materia prima, estimándose para el 2050 la existencia de menos del 14% de reservas de petróleo, 72% de carbón y 18% de gas (Martins, Felgueiras, Smitkova y Caetano, 2019).

Es por ello que nace el concepto de biorrefinerías, sistemas que mediante procesos tecnológicos industriales convierten la biomasa en energía, vapor, electricidad, combustibles, productos químicos y demás compuestos de valor agregado que a su vez, buscan aprovechar la integración eficiente de procesos físicos, químicos y biológicos para maximizar la obtención de múltiples productos con amplio uso en industrias como la médica, farmacéutica, energética, nutracéutica, agrícola, entre otras (Figura 12) (Murillo y Galán, 2020).



Figura 12. Procesos integrados en las Biorrefinerías y variedad de productos obtenidos (Modificado de Carmona-Cabello, Garcia, Leiva-Candia y Dorado, 2018).

El sistema de biorrefinerías abarca la producción, transformación y procesamiento de la biomasa y su utilización final con diversos fines. Se estima que la producción anual de biomasa a nivel global es de 150×10^9 t: 100×10^9 t corresponden a materia seca orgánica terrestre y 50×10^9 t de biomasa acuática. De esta producción tan solo el 1,3% de la biomasa terrestre se emplea con fines alimentarios, mientras que el resto se desecha o se recicla, lo que es una ventaja en cuanto a disponibilidad de materia prima para la obtención de bioproductos sostenibles (Naik, Goud, Rout y Dalai, 2010; Reid, Ali y Field, 2019).

Las Biorrefinerías se pueden clasificar en orden generacional de acuerdo con la materia prima empleada para la obtención de compuestos (Moncada, Tamayo y Cardona, 2014):

- i. 1^{er}a generación: cultivos agrícolas,
- ii. 2^da generación: residuos agroindustriales y cultivos no comestibles,
- iii. 3^{er}a generación: algas (Figura 13).

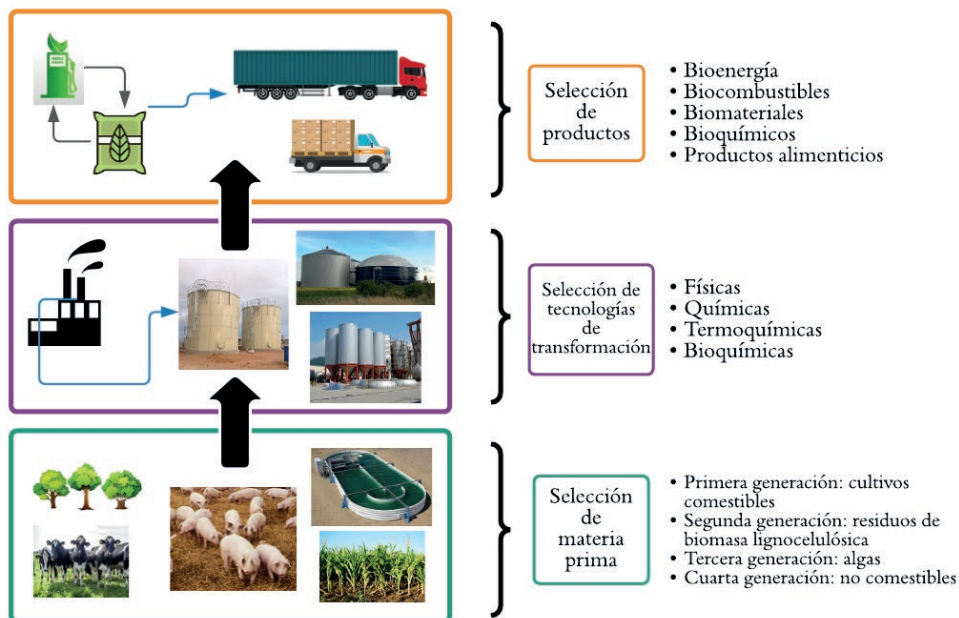


Figura 13. Esquema general de Biorrefinerías constituidas a partir de diversos tipos de materia prima (Modificado de Botero Gutiérrez, Restrepo Serna y Cardona Alzate, 2017).

3.1.1 Biorrefinerías de primera generación

Este tipo de biorrefinerías emplean cultivos agrícolas tradicionales como materia prima, siendo el maíz y las semillas de colza los más comunes. A pesar de que esta generación ya es explotada económicamente, involucra desventajas relacionadas con la seguridad alimentaria y la economía sustentable, debido principalmente al uso de tierras cultivables por cultivos que no serán utilizados como alimento, sino para la obtención de energía y derivados. Otra desventaja es el fomento de malas prácticas agrícolas por la disminución de diversidad agrícola, por el establecimiento de grandes extensiones de monocultivos, lo que convierte a las tierras en zonas frágiles ante el ataque de enfermedades y plagas, además del evidente agotamiento y degradación del suelo (Mohr y Raman, 2013; De Buck, Polanska y Van Impe, 2020).

Las biorrefinerías de primera generación están enfocadas en el aprovechamiento de cultivos energéticos, semillas oleaginosas comestibles, cultivos alimentarios, grasas animales, entre otras fuentes (Ng, Ng y Ng, 2017) que son renovables pero que también tienen usos en alimentación o en piensos, sin embargo, a medida que los niveles de producción han aumentado junto con la densidad poblacional, han surgido inquietudes sobre la competencia con las necesidades alimentarias.

En los últimos años, la materia prima para estas biorrefinerías han sido los pilares bases para la producción de biocombustibles de forma sostenible, dando lugar a la mejora de procesos tecnológicos que vuelvan más eficientes los procesos (Hughes, Gibbons, Moser

y Rich, 2013). De forma específica, estos biocombustibles, a pesar de que ofrecen ventajas relacionadas al secuestro de CO₂ y la mejora de la seguridad energética, tienen un notable impacto sobre la biodiversidad y estabilidad de los suelos al caracterizarse generalmente por vastas áreas de monocultivos, sin embargo, su uso fue en aumento por su capacidad de mezclarse con combustibles derivados del petróleo, quema en motores de combustión interna y tecnología de vehículos FFV (vehículo de combustible flexible) (Naik et al., 2010).

3.1.2 Biorrefinerías de segunda generación

La segunda generación de biorrefinerías nace como alternativa sustentable que no compete con la seguridad alimentaria global por el uso de tierras cultivables, sino que se basa en el reconocimiento de esas deficiencias para desarrollar técnicas que empleen recursos desechables y materia prima residual como fuente de materia prima, incluyendo materiales lignocelulósicos, fertilizantes o abonos verdes, residuos agrícolas, industriales y forestales, restos de cocina, entre otros (De Buck et al., 2020).

A pesar de que las biorrefinerías de segunda generación no impactan en los recursos alimentarios, su viabilidad económica sigue siendo un gran desafío haciendo que su explotación económica sea aún limitada, debido a las fluctuaciones en el abastecimiento de materia prima por la variación estacional en tamaño y composición y por su difícil preservación (Mohr y Raman, 2013; De Buck et al., 2020).

Para que sea una biorrefinería viable a nivel económico, estas variaciones se deben tomar en cuenta en el manejo de los desechos, tomando una variedad de materia prima y estableciendo protocolos estándares rigurosos. Además, deben basar la necesidad de obtención de energía y productos sostenibles mediante tecnologías ecológicas comprobadas, como el bio-procesamiento por pirólisis y otros procesos catalíticos. Otra alternativa es la economía circular aplicada en el uso de todos los residuos posibles, por ejemplo, el manejo de todas las partes de las plantas, como hojas, corteza, frutos y semillas, para un uso sostenible de la materia prima (Palmeros Parada, Osseweijer y Posada Duque, 2017).

A futuro, se debe plantear una integración de la generación de una variedad de productos en la segunda generación de biorrefinerías, como combustibles, materias primas, productos químicos, materiales, que no solo incluya la producción de biodiésel como producto principal sino diversidad de compuestos con alto valor agregado como ácidos grasos ω -6 γ -linolénico y araquidónico importantes para el sector farmacéutico.

En la figura 14 se muestra una biorrefinería de segunda generación enfocada en tres plataformas: azúcares C₅ y C₆, electricidad y calor, y lignina; que emplea como materia prima astillas de madera para obtener bioetanol, electricidad, calor y fenoles, con un BCP (*Biorefinery Complexity Profile*) de 33, que representa la complejidad de la biorrefinería con realce en la aplicación comercial (Hingsamer y Jungmeier, 2019).

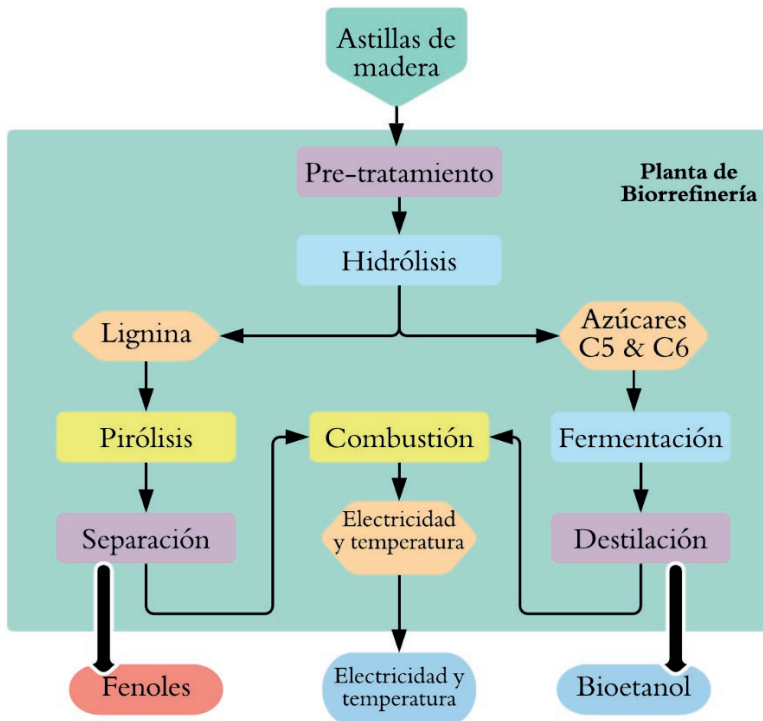


Figura 14. Biorrefinería de segunda generación que utiliza astillas de madera para producir bioetanol, electricidad, calor y fenoles (Modificado de Hingsamer y Jungmeier, 2019).

Los biocombustibles que se derivan de esta generación se producen a partir de biomasa vegetal residual y derivados que toma en cuenta la segunda generación, principalmente residuos lignocelulósicos, que son recursos baratos y disponibles, sin embargo, las técnicas de procesamiento aún no compensan los costos de producción iniciales, por lo que no es una metodología aún estable ni rentable (Naik et al., 2010).

Como la materia prima más empleada en esta generación son los residuos lignocelulósicos se habla de la biorrefinería de la lignocelulosa, como requerimiento principal para la generación de biocombustibles que garanticen la sostenibilidad en producción agrícola. Para volver el proceso rentable la tendencia actual es cambiar la finalidad de la biorrefinería desde la producción de biocombustibles hacia la de compuestos químicos de más valor que reemplacen los actuales productos obtenidos a partir de recursos fósiles.

También es importante desarrollar estrategias de adaptación a la variabilidad del suministro de biomasa, mediante la evaluación de la rentabilidad del proceso al usar lignina de diferentes orígenes, debido a que el recurso procedente de la industria de la celulosa y papel genera un suministro continuo y a bajos costos, mientras que la lignina proveniente de tallos de maíz y paja de trigo presenta una marcada variabilidad de abastecimiento, lo que incrementa los costos iniciales (Awan et al., 2019). En la tabla 3 se muestra la rentabilidad de

la lignina como co-producto de la industria de la celulosa en comparación con materias primas derivadas del petróleo para la producción de sustancias químicas de valor agregado.

Tabla 3. Valores de mercado de lignina de grado medio en comparación con aceite fósil, reactivos significativos y productos (Awan et al., 2019).

Materia prima	\$ t ⁻¹	Productos	\$ t ⁻¹
Lignina kraft	260-500	Vanilina	15000-40000
Lignosulfonatos	180-500	4-Hidroxibenzaldehído	9500-11100
Lignina de soda	200-300	Fenol	1400-1620
Lignina Organosolv	280-520	Benceno	830-1280
Petróleo crudo Brent	490	Tolueno	680-980
Metanol	460-490	Xilenos	690-1000
Hidrógeno	≈ 3900		

3.1.3 Biorrefinerías de tercera generación

Las biorrefinerías de tercera generación (3G) tienen como objetivo el uso de biomasa microbiana para la obtención de energía renovable, combustibles y productos mediante la maquinaria celular, representando una alternativa sostenible con bajas emisiones de carbono a la atmósfera, sin embargo, aún es considerada una opción poco rentable por los costos generados en el procesamiento de la biomasa (Liu, Wang, Chen, Tan y Nielsen, 2020). En relación con las biorrefinerías antes mencionadas, esta representa una reducción en los costos de transformación de la materia prima y de las amenazas contra la seguridad alimentaria, lo que ha llamado la atención de los investigadores en la búsqueda de tecnologías que disminuyan la complejidad de los procesos.

Para establecer un mercado competitivo con la industria del petróleo y de los combustibles fósiles en general, es importante identificar vías de fijación de CO₂ más prometedoras, modelos de uso de carbono más eficientes y niveles de productividad necesarios. Se ha establecido también el uso de gases de combustión y derivados de gasificación como materia prima, el uso de cepas robustas que toleren altas temperaturas y sustancias tóxicas, establecer la cinética de los procesos metabólicos microbianos y el análisis de técnicas de captura de energía como la síntesis fotoautotrófica y quimioautotrófica (Bhatia et al., 2020).

Las biorrefinerías de tercera generación se han enfocado en el aprovechamiento de las algas (macro y microalgas) para la producción de compuestos como aminoácidos, vitaminas, suplementos, piensos, y otros productos con alto valor comercial. Las algas también son consideradas importantes en las biorrefinerías destinadas a la obtención de biocombustibles y sustancias químicas renovables debido a su interesante composición bioquímica (concentraciones de lípidos y carbohidratos). Las algas son descritas frecuentemente como los motores que impulsan los ciclos biogeoquímicos a nivel global en los ecosistemas acuáticos porque son responsables de más del 50% de la productividad primaria, debido principalmente a su gran capacidad de adaptación a diversos medios, incluyendo sitios con alto grado de contaminación (Stanley y Day, 2014).

Del gran grupo de las algas, las microalgas y cianobacterias constituyen interesantes plataformas por su capacidad de transformar grandes cantidades de dióxido de carbono y utilizarlo como base en la producción de bioproductos, favoreciendo el desarrollo holístico de una economía circular (Jonker y Faaij, 2013; Moncada et al., 2014; Trivedi, Aila, Bangwal, Kaul y Garg, 2015).

En la figura 15 se muestran los procesos biotecnológicos aplicados a las microalgas como materia prima bajo el concepto de biorrefinería, permitiendo la obtención de múltiples productos como suplementos alimenticios, pigmentos, biodiésel, bioetanol, biogás, entre otros (Singh, Chakravarty, Pandey y Kundu, 2018; Bhatia et al., 2020).

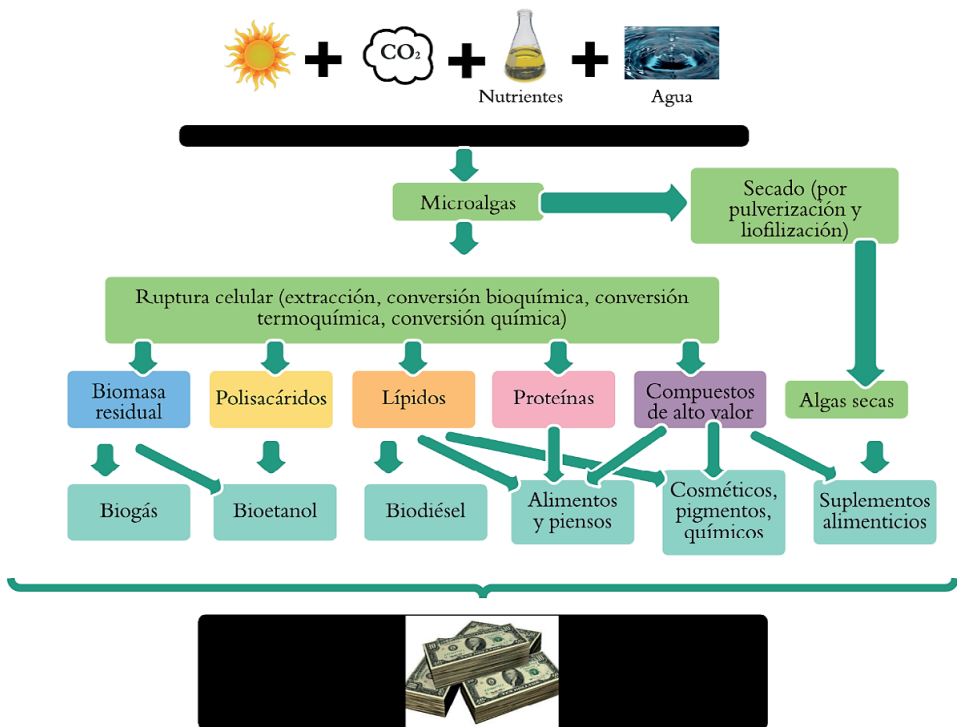


Figura 15. Procesos empleados en la biotecnología de microalgas dentro del concepto de biorrefinería de tercera generación (Modificado de Bhatia et al., 2020).

Las microalgas y cianobacterias son fuentes importantes de productos de relevancia en la salud, cosmética, alimentación, farmacéutica, generación de energía, y demás, siendo los géneros *Dunaliella*, *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Haematococcus*, *Arthrospira* (*Spirulina*) y *Nostoc* los más utilizados. En el ámbito de la bioenergía, que se define como la energía obtenida a partir de la fijación biológica del carbono, las microalgas son una interesante alternativa en la producción de biocombustibles, debido a que tienen un mayor rendimiento en comparación con la materia prima tradicional, como la biomasa lignocelulósica.

Las microalgas presentan muchos beneficios en el ámbito energético que favorece el desarrollo actual de la investigación enfocada en estos microorganismos, tales como: muchas especies pueden utilizar hasta un 10% de la energía solar que se fija como biomasa, requieren CO₂ que puede ser suplementado de subproductos industriales contaminantes, se pueden estudiar una variedad de hábitats desde agua salobre hasta medios hipersalinos que no son propicios para el cultivo de biomasa terrestre, tienen una gran flexibilidad metabólica que les permite secuestrar nutrientes de efluentes residuales que minimiza la competencia por agua en el riego convencional y pueden contribuir en la reducción de gases de efecto invernadero en cultivos a gran escala (Stanley y Day, 2014).

Los rendimientos que se pueden obtener con biorrefinerías algales dependerán del contenido de lípidos de estos microorganismos, que en condiciones normales o bajo parámetros específicos se ha evidenciado en géneros como *Chlorella*, porcentajes mayores al 60% del peso seco y productividades de 7,4 g L⁻¹ día⁻¹ respecto al contenido lipídico, por lo que constituyen una buena alternativa para la generación de biocombustibles. Un aspecto significativo es el contenido de agua de la biomasa porque es necesario la deshidratación para la extracción lipídica y procesos previos de centrifugación o filtración. Esta fracción lipídica puede ser procesada por transesterificación o por hidrogenólisis para producir biodiésel o queroseno que se usan comúnmente como combustibles en aviación (Lee y Lavoie, 2013).

En la Tabla 4 podemos ver una comparación del contenido de carbohidratos, lípidos y proteínas en diferentes géneros algales en relación con otras fuentes de alimentos, demostrando su rol dentro de la nutraceutica.

Tabla 4. Comparación del contenido de carbohidratos, lípidos y proteínas en diferentes fuentes de alimento (Gouveia, Batista, Sousa, Raymundo y Bandarra, 2008).

Fuente	Proteínas	Carbohidratos	Lípidos
Arroz	8	77	2
Carne	43	1	34
Huevo	47	4	41
Leche	26	38	28
Soja	37	30	20
Levadura (panadería)	39	38	1
<i>Anabaena cylindrical</i>	43-56	25-30	4-7
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48	17	21
<i>Chlorella vulgaris</i>	51-58	12-17	14-22
<i>Dunaliella salina</i>	39-61	14-18	14-20
<i>Euglena gracilis</i>	10	40	41
<i>Isochrysis galbana</i>	50-56	10-17	12-14
<i>Porphyridium cruentum</i>	8-18	21-52	16-40
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	60-71	13-16	6-7
<i>Spirogyra</i> sp.	45	21	4
<i>Arthrospira maxima</i> (<i>Spirulina</i>)	63	15	11

La producción de biocombustibles también se basa en características particulares del contenido lipídico, esencialmente la composición de la molécula. En microalgas, los triglicéridos (TAG) forman la mayoría de los lípidos neutros algales que se almacenan y se convierten en dominantes, siendo foco importante en bioenergía porque pueden ser transformados en ésteres de baja viscosidad y bajo punto de fusión, sustitutos del diésel sin azufre o como sustitutos de la gasolina (Stanley y Day, 2014).

En fases iniciales de crecimiento algal, los lípidos se hallan en forma de glicolípidos y fosfolípidos, sin embargo, cuando están en fases de crecimiento menos activas los triglicéridos se almacenan y alcanzan los mayores porcentajes del perfil lipídico (Harwood y Guschina, 2009). Los TAG se pueden acumular en el citoplasma en glóbulos ricos en aceites donde se produce una degradación de la membrana fotosintética dentro de las células debido a un estrés inducido en los cultivos, variando las condiciones ambientales como luz o salinidad, o limitando los nutrientes del medio, haciendo que se incremente el porcentaje de lípidos hasta más del 50% de la biomasa (Stanley y Day, 2014). Cuando se da una limitación de nutrientes como el nitrógeno, el carbono continúa asimilándose mediante la fotosíntesis, sin embargo, la célula no produce proteínas porque el nitrógeno no está disponible y se empieza a almacenar lípidos por la fijación del carbono.

Aún hay muchos desafíos para lograr una alta producción de TAG acumulados en microalgas, como la selección de cepas y niveles de productividad, que son clave en la rentabilidad del proceso. Se han realizado investigaciones y logros en este sector, sin embargo, aún no se ha producido biodiésel a gran escala, cabe recalcar que la producción masiva de estos microorganismos se ha centrado en algas que toleren condiciones extremas, como *Arthrospira* cultivada con fines nutraceuticos en condiciones altamente alcalinas y *Dunaliella salina* para la producción de β -caroteno en alta salinidad (Stanley y Day, 2014).

Para la producción de biocombustibles generados a partir de microalgas con un adecuado rendimiento, se ha estimado que sería necesaria la producción de $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de biomasa seca. Hasta la actualidad se han obtenido rendimientos máximos de $60 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con *Pleurochrysis carterae* y *D. salina* en sistemas de producción en campo, lo que resulta prometedor para futuros trabajos, sin embargo, se ha calculado que para alcanzar esa productividad y suplir el consumo anual de combustible en Estados Unidos se requieren de 427000 km^2 de sistemas de estanques abiertos, lo que aún resulta un desafío que no se puede lograr a corto o mediano plazo (Moheimani y Borowitzka, 2006; Sumathi, Chai y Mohamed, 2008).

A pesar de que varios proyectos ligados al análisis de biocombustibles derivados de microalgas no han resultado aún en proyectos económicamente adecuados, la producción de biodiésel ha ido en auge, debido en gran parte al aumento del precio del petróleo, preocupación por el cambio climático y contaminación ambiental por la combustión de estos recursos fósiles. Los actuales métodos de producción a escala de microalgas que han sido eficientes engloban sistemas abiertos, estanques de canalización y sistemas cerrados como fotobiorreactores tubulares, que implican en ciertos casos limitaciones en ingeniería biológica y química de estos procesos (Somerville, 2007; Tredici, 2010; Bajpai, Prokop y Zappi, 2013).

Respecto al uso de microalgas para generar otros biocombustibles, se han estudiado también como alternativa prometedoras en la producción de biohidrógeno, donde

los modelados se han enfocado en microalgas fotoautótrofas y fotoheterótrofas como *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella vulgaris*, *Platymonas subcordiformis* o *Arthrospira platenensis* (*Spirulina*), teniendo en cuenta las interacciones entre las variables del proceso y el comportamiento biológico ante factores externos (Oncel, 2013; Singh y Das, 2019). Se han aplicado comúnmente dos métodos biológicos para producir hidrógeno:

- i. Cultivo de microalgas empleando energía lumínica para producir hidrógeno a partir de agua,
- ii. Bacterias que fermentan los carbohidratos microalgales (estructurales o almacenados en la pared celular) (Buitrón, Carrillo-Reyes, Morales, Faraloni y Torzillo, 2017).

El proceso de producción de biohidrógeno a partir de agua comienza dentro de los fotosistemas I y II (PSI, PSII), cuando en condiciones aeróbicas ocurre el desdoblamiento del agua en electrones, iones de oxígeno e hidrógeno. Un electrón del agua es donado a la molécula del PSII oxidada, mientras que la energía de la luz convierte el PSII en un reductor fuerte, dando como resultado que el PSII pierda su electrón a un aceptor de electrones en el sistema de transporte en la membrana tilacoide. Durante las etapas que continúan, se crea un gradiente de concentración de protones por el bombeo de protones (H⁺) en la membrana, para sintetizar ATP (Adenosín trifosfato). En todo el proceso se tienen dos fuentes de iones H⁺, una a partir de la división del agua y otra mediante el bombeo del sistema de transporte de electrones (Prokop, Bajpai y Zappi, 2015).

Chlamydomonas reinhardtii es una microalga empleada tradicionalmente como modelo para la producción de hidrógeno. En cultivos de *C. reinhardtii* se inducen condiciones anóxicas en medios privados de azufre, dando como resultado la reducción de la actividad del fotosistema II oxigenado, y, por lo tanto, la disminución del oxígeno molecular. La generación de oxígeno fotosintético que cae debajo de la tasa de absorción de O₂ induce la actividad de la Fe-hidrogenasa reversible. Todo este proceso metabólico es la base general de los modelos de producción de biohidrógeno en microalgas (Prokop, Bajpai y Zappi, 2015).

Por otro lado, la producción de biohidrógeno de microalgas focalizada en condiciones de fermentación microbiana oscura ha llamado la atención de los investigadores, aunque los potenciales de biohidrógeno suelen ser bajos y requieren de un pre-tratamiento para transformar los carbohidratos en azúcares simples e incrementar la viabilidad microbiana. El estudio de varios géneros como *Chlorella*, *Scenedesmus* y *Saccharina* como principales sustratos en producción de H₂ y el empleo de diferentes técnicas que permitan obtener los mayores rendimientos han mostrado que la aplicación de métodos de pre-tratamiento térmicos permite la obtención máxima de 338 mL H₂ g⁻¹ VS, diecisiete veces mayor a lo obtenido en condiciones sin tratamiento previo (19 mL H₂ g⁻¹ VS). En la tabla 5 se muestran los rangos de producción de Biohidrógeno alcanzados con los géneros más comunes, comparando los rendimientos obtenidos sin tratamiento previo y aplicando métodos de pre-tratamiento (Wang y Yin, 2018).

Tabla 5. Producción de Biohidrógeno fermentativo a partir de microalgas (Modificado de Wang y Yin, 2018).

Sustrato	Descripción	Rendimiento de hidrógeno (mL H ₂ g ⁻¹ VS)
Sin tratamiento previo		
Chlorella vulgaris	Combinación de procesos: producción hidrogeno a partir de microalgas y de metano a partir de residuos de fermentación de H ₂ .	1.75–19
Chlorella sp.	Análisis de relación inóculo-sustrato, AGV y NADH en producción de H ₂ anaeróbico. El aumento de la formación de AGV permite una mayor producción de H ₂ .	0.37–7.13
Scenedesmus sp. (fracción lipídica extraída)	Análisis de condiciones determinadas adecuadas: pH inicial de 6.0-6.5, concentración de inóculo tratado térmicamente de 2.35 g VSS L ⁻¹ , biomasa microalgal de 36 g VS L ⁻¹ .	0.42–40.27
Dunaliella tertiolecta	Proceso con alta salinidad que inhibe los microorganismos metanógenos e incrementa los rendimientos de H ₂ .	12.6
Con pre-tratamiento		
Scenedesmus obliquus	Método de molienda, el cultivo puro tiene mayor rendimiento que el cultivo mixto.	28.1–35.0
Scenedesmus obliquus	Método de molienda, co-cultivo de microorganismos permite los mayores rendimientos.	32.7–48.9
Scenedesmus obliquus	Método térmico a 121 °C, 15 min. Mejores resultados con biomasa microalgal húmeda e incremento de la concentración de sustrato, aunque disminuye el rendimiento, pero aumenta la tasa de producción de hidrógeno.	10.8–56.5
Chlorella sorokiniana	Método térmico a 121 °C, 20 min.	338
Chlorella sorokiniana	Método químico: H ₂ O ₂ 2%, 12 h. Mayor eficacia con H ₂ O ₂ que procesos de sonicación, pero no tan efectivo como procesos térmicos.	63
Chlorella sorokiniana	Método físico: sonicación 130 W, 10 min.	52

Si bien las biorrefinerías de tercera generación aún no son económicamente sólidas, por los altos costos de producción que representan frente a los combustibles fósiles como materia prima, las investigaciones están orientadas a la búsqueda de la mejora de procesos tecnológicos, como es el caso de las macroalgas, donde se han evaluado las tecnologías enzimáticas y de fermentación para el fraccionamiento de la biomasa, como la sacarificación, biotransformación de azúcares en el biocombustible deseado y producción de compuestos de alto valor agregado, buscando a futuro el empleo de técnicas moleculares que reduzcan el tiempo de los procesos haciéndolo más viables (Lara et al., 2020).

3.1.4 Biorrefinerías Convencionales

Se refiere a la producción de aceites vegetales, cerveza y vino que solo requieren técnicas de pretratamiento, separación y conversión que fueron desarrolladas hace miles de años, para que posterior se desarrolle en plantas más grandes facilitó el desarrollo de co-productos como la proteína de alto valor para el consumo humano, cuyas fracciones de proteína tienen propiedades novedosas y únicas para aplicaciones en alimentos, cosméticos y productos farmacéuticos (De Jong y Jungmeier. 2015).

3.1.5 Biorrefinerías Integradas

Hace referencia a la integración y combinación de diferentes tecnologías y materias primas que permiten maximizar una diversidad de aplicaciones y por ende la generación de diferentes productos, mediante la integración de procesos tanto bioquímicos como termoquímicos (Budarin et al., 2011). Entre los beneficios que se pueden obtener se incluye la electricidad a partir de procesos térmicos y bioproductos de la combinación de azúcar y otras plataformas de tecnología de conversión existentes (Figura 16); por lo tanto, los productos químicos presentan un valor agregado que incentiva económicamente la producción de combustible y energía a partir de estas refinerías (Fernando et al., 2006).

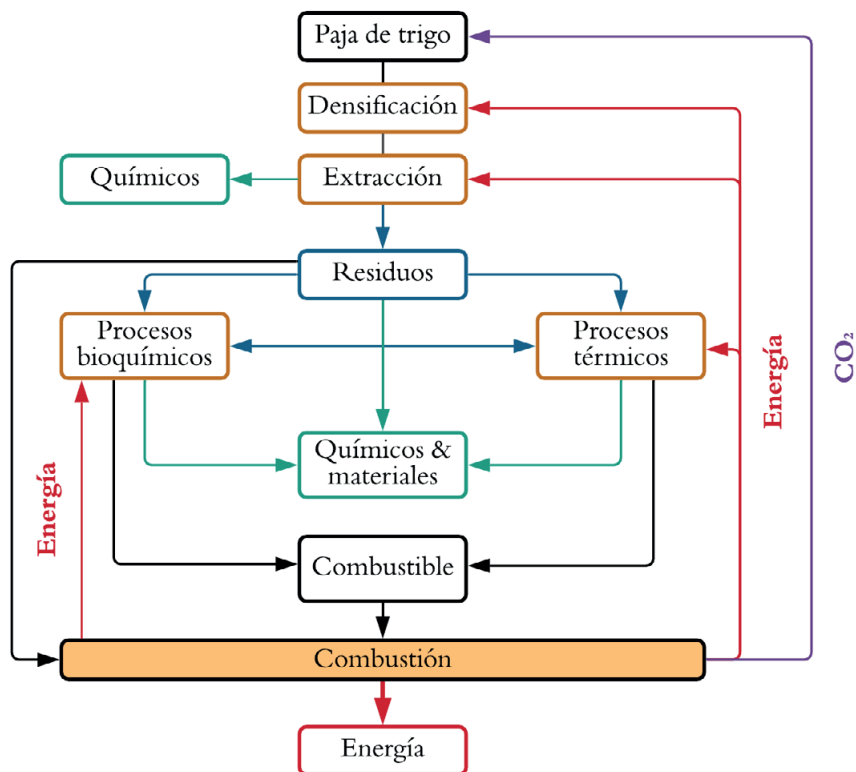


Figura 16. Representación esquemática de un modelo de integración de extracción bioquímica y termoquímica en una sola biorrefinería (Modificado de Budarin et al., 2011).

3.2 Clasificación según la materia prima utilizada

Las biorrefinerías son fábricas biológicas donde las materias primas se transforman en productos utilizables, por lo tanto, es indispensable estudiar los requisitos de calidad de materia prima en los procesos dependiendo del tipo de biorrefinería que corresponda.

Esta clasificación hace referencia al tipo de biomasa utilizada que puede derivarse de árboles, residuos agroforestales, pastos, plantas, plantas acuáticas (Naik et al., 2010) y cultivos como la silvicultura y la acuicultura (Hingsamer y Jungmeier, 2019), por lo que se obtiene de manera versátil la materia prima renovable, mediante procesos como la fotosíntesis, que permite que las plantas conviertan el dióxido de carbono y agua en productos bioquímicos derivados de metabolitos primarios (carbohidratos como azúcares simples, celulosa, hemicelulosa, almidón, y la lignina o lignocelulosa que se encuentra en grandes volúmenes en la biomasa) y metabolitos secundarios (gomas, resinas, cauchos, ceras terpenos, terpenoides, esteroides, triglicéridos, taninos, ácidos vegetales, alcaloides). Los metabolitos secundarios pueden ser utilizados para la producción de productos químicos de alto valor como saborizantes, piensos, farmacéuticos, cosmeceúticos y nutracéuticos (Naik et al., 2010).

Según la materia prima empleada, las Biorrefinerías pueden categorizarse principalmente como verdes, lignocelulósicas, marinas, de cultivos enteros, de residuos, a base de azúcar, entre otras.

3.2.1 Biorrefinerías verdes

Las biorrefinerías verdes son definidas generalmente como la representación de sistemas complejos de tecnologías sostenibles que son respetuosas con el medio ambiente, sus recursos de manera integral del material y la energía en la explotación de materias primas biomásicas y de sus residuos de forma sostenible (Kamm, Gruber y Kamm, 2006), por lo cual hace referencia a la utilización de la biomasa verde como abundante y materia prima versátil (pasto, alfalfa, trébol, cereales inmaduros y otras fuentes), que puede incluir biomasa húmeda de origen natural o de residuos agrícolas, para la fabricación de productos industriales y suministrar energía (mediante la generación de biogás) (Figura 17), permitiendo un mejor desarrollo económico teniendo en consideración las regiones rurales y contribuyendo al sector de la bioindustria, a través de la conservación y mejora de la tierra (Kromus et al., 2004; McEniy y O' Kiely, 2014). Se estima que la producción mundial de biomasa supera los 100 mil millones de kg de materia seca de plantas por año que proviene principalmente de residuos agrícolas como restos de caña de azúcar, paja de trigo, arroz y maíz; proporcionando nuevos productos, aumentando rendimientos para el agricultor y en la economía global por la potencia de productos de base biológica (Dale, 2003).

Las tecnologías de biorrefinerías verdes se basan en tecnologías tradicionales de conservación de forrajes verdes, extracción de proteínas de las hojas, producción de clorofila y otros métodos modernos de conversión biotecnológica y química. Por la disponibilidad de materia prima, las biorrefinerías verdes son consideradas sistemas multiproductos que actúan respecto a la estructura del material biomásico, mediante el procesamiento del cultivo como el secado de plantas para el componente vegetal, que requiere pasto de campo cultivable y pastizales permanentes. Es así como en países como Alemania y Europa se estima siete toneladas de materia sea por hectárea por año como rendimiento máximo con objetivos principales de producción

de piensos para el ganado, basado en biorrefinerías verdes, actualmente enfocadas en el uso de forraje verde o seco y su comercio alternativo como pellets o fardos (Kamm et al., 2006).

Respecto a la biomasa vegetal, las familias representantes empleadas como materia prima incluyen Poaceae (trigo, maíz y arroz) y Fabaceae (soja y alfalfa), cuya composición química da indicios de los posibles bioproductos a obtener, es determinada por las características del suelo, composición botánica, factores del medio ambiente (temperatura) y gestión de recursos (manejo de nutrientes) lo que tendrá un impacto en el rendimiento en la biomasa (McEniy y O' Kiely, 2014).

Se debe recalcar que la principal materia prima de estas biorrefinerías con las plantas verdes, como la alfalfa, granos inmaduros o partes de las plantas como las hojas. Las partes vegetales son un depósito de materia prima que crece rápidamente, están disponibles en todo el mundo y presentan ventajas ecológicas. Considerando la alfalfa, en la actualidad se cultivan más de 32 millones de hectáreas que se transforman en pellets verdes o harina forrajera (Kamm et al., 2006). Por otra parte, las plantas verdes son plataformas ricas en carbohidratos, proteínas, lípidos, lignina y otras sustancias vegetales secundarias, con enorme potencial en comparación con otros recursos biomásicos, además de su alto contenido de jugo celular con carbohidratos de bajo peso molecular y gran cantidad de enzimas.

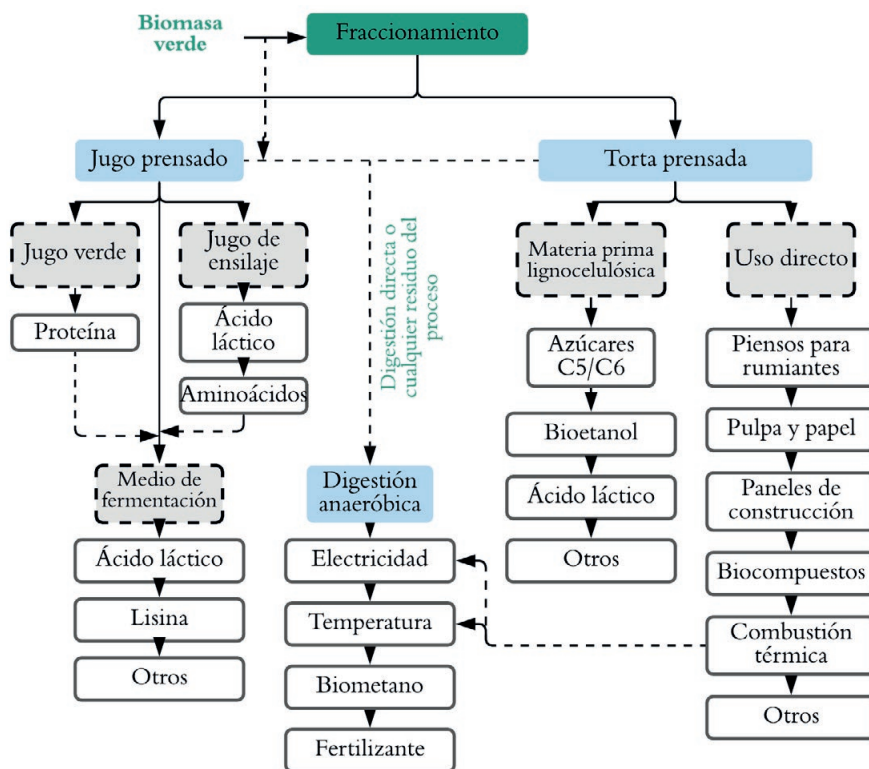


Figura 17. Representación esquemática del concepto de Biorrefinería verde (Modificado de McEniy y O' Kiely, 2014).

Otras materias primas potenciales que se están analizando para estandarizar tecnologías a futuro, involucran biomasa residual rica en jugos, que contienen humedad y materiales de grado de conversión sustancial. Esta biomasa residual aún no está estudiada a profundidad, pero representa un recurso residual natural renovable que debe ser gestionado y tomado en cuenta. Esta biomasa pueden ser residuos de la producción vegetal, jugo de papa, desechos ricos en ácido hidroxicarboxílico como filtración de ensilaje, jugos de la industria de alimentos enlatados o residuos del azúcar industrial o producción animal. También se considera dentro de este grupo la paja residual, heno, follaje seco, residuos de papel y madera y fraccionamiento de cultivos secos, empleados principalmente en la producción de energía o cartón (Kamm et al., 2006)

3.2.2 Biorrefinerías lignocelulósicas

La lignocelulosa es el compuesto orgánico más abundante en la tierra, siendo el principal componente en la producción anual mundial de biomasa renovable, con una producción anual estimada de 150 mil millones de toneladas (De Jong y Gosselink, 2014) y representa el 10% de la producción energética mundial, por lo que varios países como Canadá, Finlandia, Francia y EE.UU. han dispuesto políticas para la reducción energética a base de carbón e implementar medidas para la producción de biocombustibles cuya base sea la biomasa lignocelulósica, con lo que su producción aumentará en un 3% hasta el 2025 y su sostenibilidad se basa en el medio ambiente, economía y sociedad; generando una variedad productos como bioetanol, bioaceite, vainillina y/o azúcares como pentosas o hexosas. Actualmente la biomasa principal utilizada en los sistemas de biorrefinerías proviene de residuos de cultivos forestales, de aserraderos y agrícolas, cuyo procesamiento es diferente en cada tipo (Saini et al., 2020).

La materia prima empleada en biorrefinerías lignocelulósicas está compuesta principalmente por carbohidratos como la lignocelulosa, representado por un 40-50% de celulosa que es un polímero lineal de alto peso molecular compuesto de β -glucosa y unido por enlaces β -1,4-glicosídicos; 25-30% de hemicelulosa, polímero ramificado amorfo que contiene azúcares C_5 (xilosa, arabinosa y ramnosa), azúcares C_6 (glucosa, manosa y galactosa) y componentes de ácidos urónicos y 15-20% de lignina, polímero complejo unido mediante enlaces covalentes a xilanos (Achinas y Euverink, 2016; Takkellapati y Gonzalez, 2018), cuyas bases se deriva de madera, maíz, trigo, arroz, paja de cebada, cáscara de coco, caña de azúcar, pastos (Figura 18) (De Bhowmick, Sarmah y Sen, 2018).

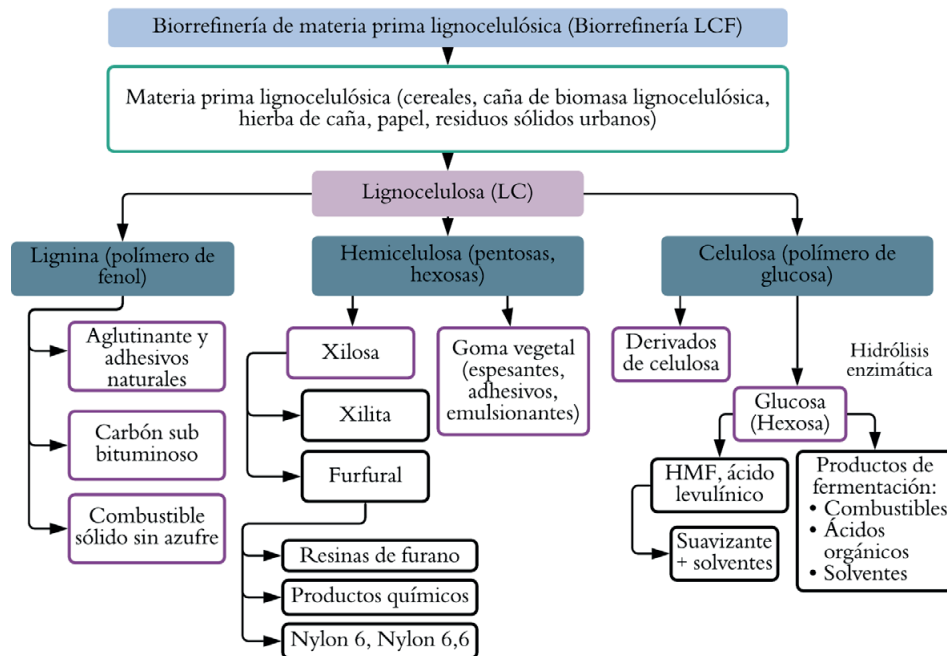


Figura 18. Representación esquemática de Biorrefinería lignocelulósica (Modificado de Fernando et al., 2006).

3.2.3 Biorrefinerías marinas

Biorrefinerías basadas en biomasa marina para procesos sostenibles, mediante un conjunto de rutas integradas en el procesamiento y valorización en la obtención de diferentes biocompuestos a partir de materiales biológicos como las fracciones de biomasa de peces descartada de las embarcaciones de pesca que capturan cierta cantidad de especies y especímenes no objetivo (descarte) que implican un efecto negativo en el ambiente porque el descarte se hace en tierra (Antelo, de Hijas-Liste, Franco-Uría, Alonso y Pérez-Martín, 2015; Prabhu et al., 2019; Garcia et al., 2020), también de la biomasa marina como las micro y macroalgas cuyo rendimiento es elevado por sus eficiencias fotosintéticas (Figura 19), que se ha demostrado que es cuatro veces mayor a la de las plantas, sobre todo cuando ocurre las floraciones algales originadas por eutrofización. Estas biorrefinerías permiten potencializar la integración de residuos industriales y municipales facilitando la remediación, acuicultura, biominería de metales y la sustentabilidad de la economía local (Raikova et al., 2017), también se utiliza para diferentes tipos de materiales como biopolímeros, cosméticos, agroalimentos, complementos alimenticios por su alto contenido de minerales y bajo contenido de grasas, aditivos alimenticios, biofertilizantes, y para fines energéticos (biocombustibles) como biogás, bioetanol y biodiésel, que permiten el reemplazo parcial del uso de combustibles fósiles (Jung, Lim, Kim y Park, 2013; Balina, Romagnoli y Blumberga, 2017).

El biocombustible a base de la biomasa lignocelulósica es considerado como biocombustible de primera y segunda generación, mientras que las de micro y macroalgas son consideradas como de tercera generación. Esta biomasa se ha utilizado principalmente como alimento o se ha procesado para producir hidrocoloides (alginato, carragenina, agar), se estima que aproximadamente entre el 83 al 90% del valor global actual de la industria de las macroalgas marinas se enfoca en generar productos alimenticios con papel clave en la generación de energía, bioproductos (Filote, Santos, Popa, Botelho y Volf, 2020), y biocombustible, sin embargo, para su proceso es necesario tratamientos previos de la materia prima como la digestión anaeróbica y fermentación de la biomasa para la conversión a biodiésel mediante el proceso termoquímico como la gasificación hidrotermal (HTG), pirólisis y licuefacción hidrotermal (HTL) (Raikova et al., 2017).

Alrededor de 101 especies de macroalgas dentro de las más de 10000 especies que existen en el mundo están destinadas a la producción de hidrocoloides (Filote et al., 2020), varias especies poseen altos valores nutricionales como proteínas, carbohidratos, grasas, fibra cruda, minerales, aminoácidos esenciales y antioxidantes, excelentes para nutrición humana y atractivos en la conversión en combustibles y productos químicos, especialmente el almidón que es un carbohidrato que se utiliza principalmente en la generación de bioenergía (Prabhu et al., 2019).

Por otro lado, dentro de las especies de descartes están las pertenecientes a peces óseos, peces cartilaginosos y crustáceos donde se utiliza todo el espécimen o solo partes de ellas como hígado, cartílago, piel, entre otras (Antelo et al., 2015).

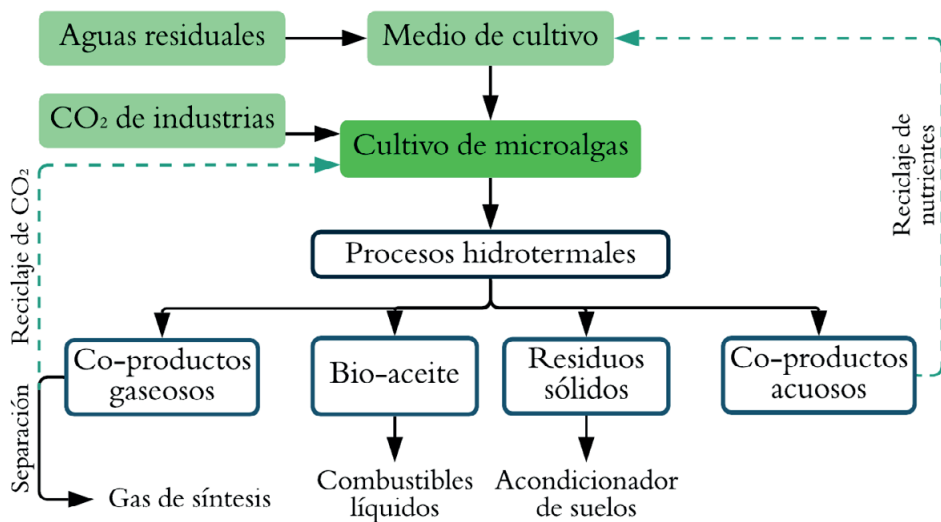


Figura 19. Representación esquemática de Biorrefinería Marina a base de microalgas (Modificado de Ruiz, Rodríguez-Jasso, Fernandes, Vicente y Teixeira, 2013).

3.2.4 Biorrefinerías de cultivos enteros

Una biorrefinería de cultivos integrales procesa y consume todo el cultivo para obtener productos útiles, principalmente de materia prima como el trigo, el centeno, el triticale y el maíz, que son utilizados como insumos en las operaciones unitarias de una biorrefinería de cultivos enteros y se realiza mediante la conversión de biomasa en energía, mediante mecanismos de separación de la biomasa en diferentes componentes que luego son tratados por separado (Figura 20) (Fernando et al., 2006). El proceso general de estas biorrefinerías consiste en la fermentación y destilación de los granos que separa el almidón, celulosa, proteínas secas y aceite, obteniendo diferentes productos: cerveza, vinaza, jarabe (De Jong y Jungmeier, 2015). La biomasa de cultivos enteros es el material de partida para la producción de gas de síntesis que se puede utilizar como sustancia base para la síntesis de combustibles y metanol (Fernando et al., 2006).

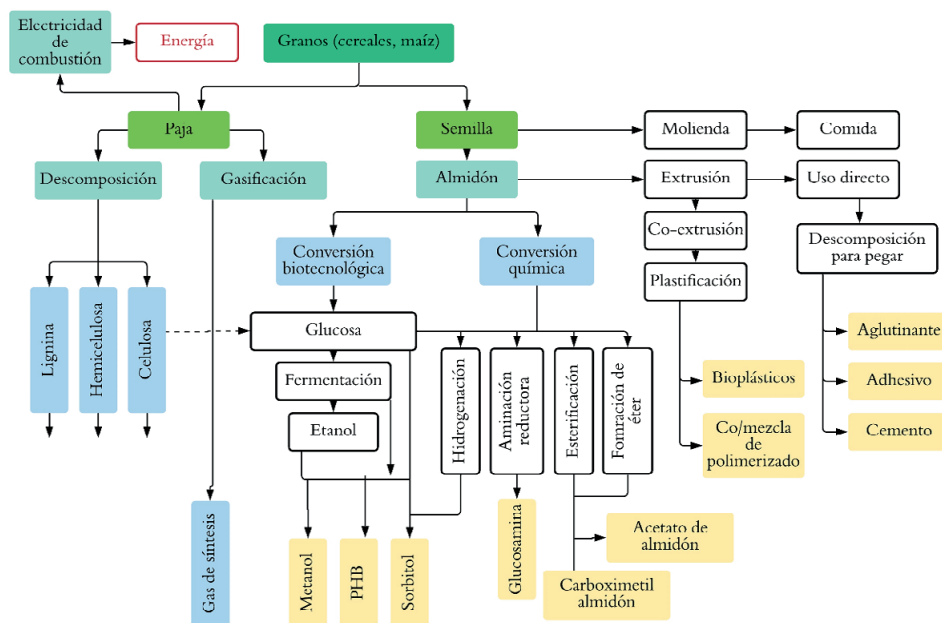


Figura 20. Representación esquemática de Biorrefinería de granos enteros (Modificado de Fernando et al., 2006).

3.2.5 Biorrefinerías de residuos

Hace referencia a la utilización de compuestos como materias primas no comestibles y desechos biogénicos para la producción de bioproductos como biopolímeros, biocombustibles y bioquímicos, mediante la conversión de residuos de alimentos, lignocelulósicos, papel, sólidos urbanos y estiércol a bioenergía (Figura 21) (Ubando et al., 2019). La utilización de residuos presenta una gran potencia debido a sus grandes cantidades a nivel mundial por motivo del consumo de recursos de los humanos, creando

así oportunidades de una gestión sostenible de recursos para generar alternativas en la producción de una gama de productos como biocombustible, bioquímicos, biomateriales, entre otros (Venkata et al., 2016).

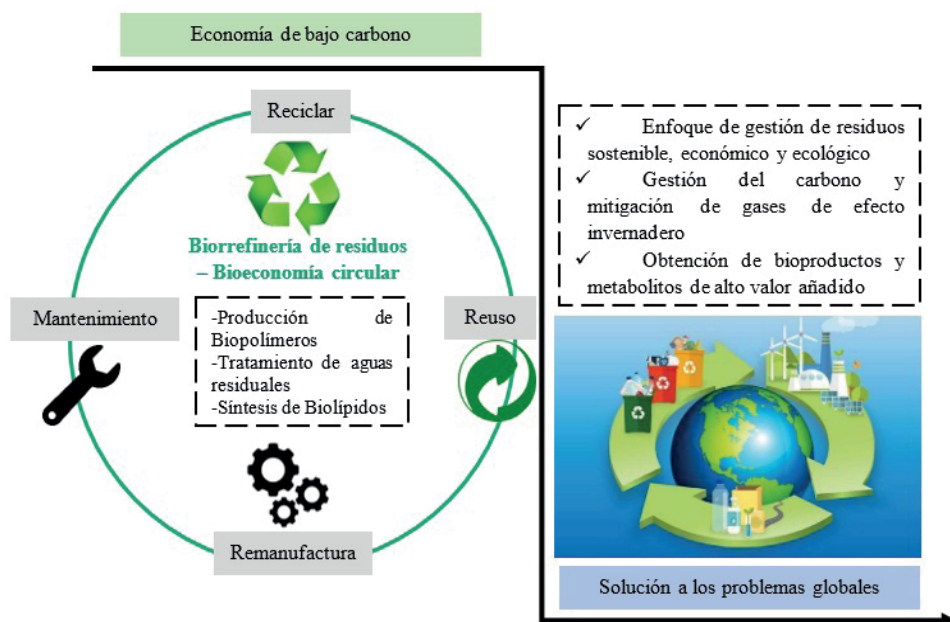


Figura 21. Representación esquemática de una Biorrefinería de residuos (Modificado de Leong et al., 2016).

3.2.6 Biorrefinerías: almidón / a base de azúcar

Actualmente la mayoría de las biorrefinerías que producen sustancias químicas utilizan almidón o azúcar como materia prima principal, debido a que representa el componente más importante de la planta o la biomasa, actuando como metabolitos de reserva (Stichnothe, Meier y Bari, 2016); los azúcares C_5 y C_6 llegan a fermentarse para obtener bioetanol (Figura 22) (Hingsamer y Jungmeier, 2019), por ende, consiste en la despolimerización y fraccionamiento de polisacáridos, mediante la digestión por enzimas. Mediante otros azúcares como la glucosa se puede obtener ácido láctico que se polimeriza para muchas aplicaciones industriales y un desarrollo económico exponencial (Octave y Thomas, 2009).

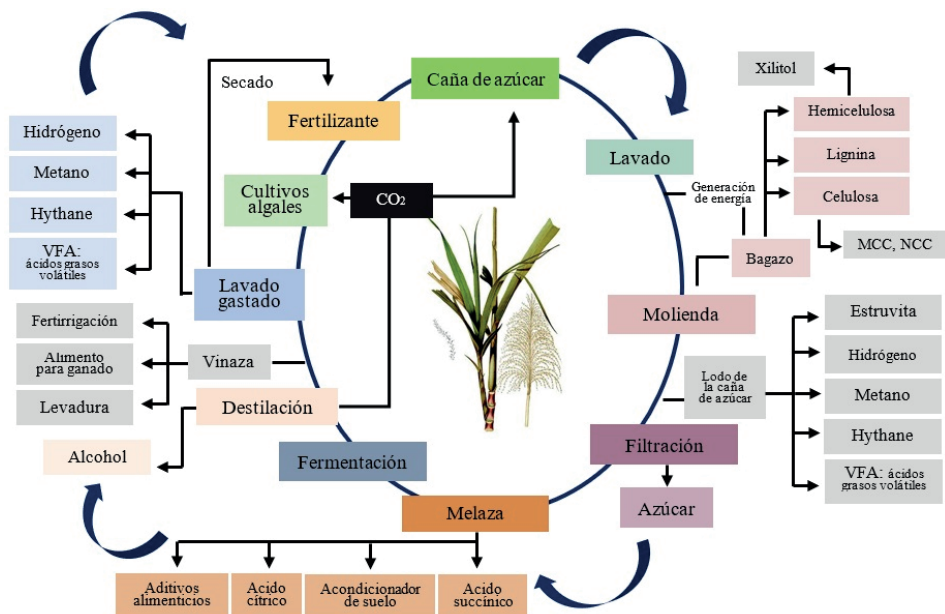


Figura 22. Representación esquemática de Biorrefinerías con materiales de azúcar (Modificado de Mohan, Dahiya, Amulya, Katakajwala y Vanitha, 2019).

3.3 Clasificación según los principales productos generados

Esta clasificación hace referencia a los productos intermedios que son generados por los diferentes procesos que ocurren en las biorrefinerías; también se llega a acondicionar para que cumplan todos los requisitos para obtener un producto final lo cual dependerá de la complejidad del sistema que se utilice (De Jong y Jungmeier, 2015; Gnansounou y Pandey, 2017; Hingsamer y Jungmeier, 2019). Las Biorrefinerías que se categorizan según los productos intermedios generados son conocidas como Biorrefinerías de plataformas (Figura 23).

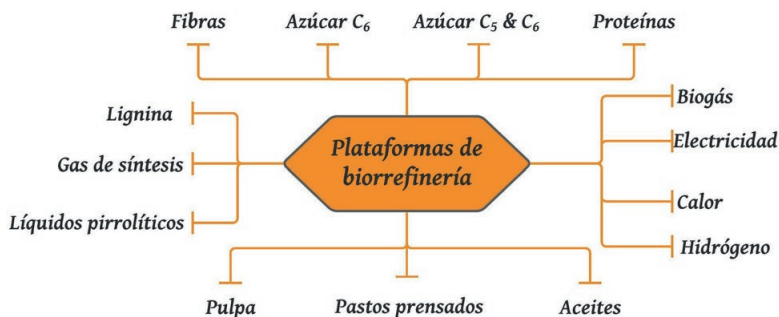


Figura 23. Ejemplos de plataformas de los sistemas de biorrefinería (Modificado de Hingsamer y Jungmeier, 2019).

Las plataformas son intermedios que unen las materias primas y los productos, muy similar a la industria petroquímica, donde el fraccionamiento del crudo en diferentes compuestos intermedios permite la obtención de energía y productos químicos al final del proceso. Las biorrefinerías de plataformas más importantes energéticamente son (Cherubini et al., 2009; Takkellapati et al., 2018; Nanda, Vo y Sarangi, 2020):

- Biogás: constituye una mezcla mayormente de CH_4 y CO_2 que se origina en la digestión anaeróbica de biomasa húmeda como estiércol o residuos industriales y que es empleado principalmente con fines energéticos. Esta biorrefinería puede ser parte de modelos integrados que generen una mayor sostenibilidad.
- Syngas o gas de síntesis: es una mezcla de H_2 y CO obtenida por gasificación, proceso donde se somete a la biomasa a degradación térmica con un agente oxidante. El gas de síntesis se puede utilizar para producir energía o ser transformado en alcoholes, combustibles y demás compuestos químicos.
- Hidrógeno: obtenido de la reacción de desplazamiento de agua-gas, del reformado de vapor, electrólisis del agua y procesos de fermentación. El biohidrógeno puede ser empleado como fuente energética o como materia prima.
- Azúcares: la plataforma de azúcares C_6 (glucosa, fructosa, galactosa) proviene de la hidrólisis de sacarosa, almidón, celulosa y hemicelulosa, mientras que los azúcares C_5 (xilosa, arabinosa) se originan de la hidrólisis de hemicelulosa y corrientes laterales de alimentos /piensos. Estos azúcares son la materia prima principal de muchos procesos de fermentación biológica que permiten una variedad de recursos químicos relevantes.
- Lignina: compuesto abundante que representa un 30% de peso y 40% de contenido energético en la biomasa lignocelulósica, su procesamiento de alta calidad facilita la conversión en productos químicos de alto valor agregado como fenol, vanilina o BTX (Benceno, Tolueno, Xileno).
- Líquido de pirólisis: mezcla de moléculas de diferente tamaño, originada a partir de la descomposición térmica de biomasa sin oxígeno, para producir líquido, carbón y gas, donde la fracción líquida es el aceite de pirólisis (bio-oil). Una biorrefinería de plataforma del aceite de pirólisis es similar a la refinería tradicional, sin embargo, el bio-oil se puede dividir en fracciones diferentes hasta llegar a la obtención de productos finales de alto y bajo valor agregado.
- Aceite: emplea triglicéridos procedentes de algas o cultivos y residuos oleaginosos como materia prima, que pueden descomponerse en glicerol y ácidos grasos o transformarse en ésteres de alquilo y glicerol por transesterificación, y que pueden ser usados como agentes activos en cosmética y salud, como biolubricantes, precursores de bioplásticos, resinas alquílicas, entre otros.
- Electricidad y calor: importantes para satisfacer las necesidades energéticas de las biorrefinerías o ser vendidos a la red de suministro.

3.4 Clasificación según los tipos de procesos de conversión aplicados

La materia prima que se emplee según la finalidad de la Biorrefinería debe llevar un proceso de tratamiento de la biomasa, para convertir los sustratos iniciales en productos de

alto valor agregado, según la pureza de estos. Dependiendo de los métodos de conversión de biomasa se clasifican en cuatro Tipos de Biorrefinerías (Tabla 6):

Tabla 6. Clasificación de las Biorrefinerías según los procesos de conversión de biomasa (Hingsamer y Jungmeier, 2019).

Proceso	Ejemplo
<i>Bioquímico</i>	Fermentación, digestión anaerobia y conversión enzimática.
<i>Termoquímico</i>	Gasificación y pirolisis.
<i>Químico</i>	Síntesis, hidrólisis y esterificación.
<i>Mecánico</i>	Fraccionamiento y prensado.

A continuación, se definirá los procesos de la biorrefinería con su ejemplo más utilizado:

3.4.1 Biorrefinerías Bioquímicas

Este proceso necesita de la acción metabólica de distintos microorganismos para producir determinados productos, por lo tanto, son más eficientes con biomasa húmeda. Entre ellos se encuentra tanto la digestión aerobia como la anaerobia (Casoni, 2017); obteniendo productos como bioetanol, gas metano y diversos ácidos (Carrillo y Ponce, 2019).

En la fermentación se requiere la presencia de microorganismos para degradar azúcares en alcoholes y otros productos, normalmente se utiliza bacterias que convierten los azúcares en etanol (12,0-17,0% p / v; 90% de rendimiento teórico) en condiciones anaeróbicas con una temperatura de 30°C; por lo que es necesario la presencia de microorganismos que permitan fermentar azúcares como pentosas y hexosas disponibles a partir de la fracción de hemicelulosa.

Existe una amplia variedad de microorganismos que son capaces de convertir azúcares en etanol, el uso de un microorganismo presenta limitaciones en el rendimiento, la tolerancia a los inhibidores químicos y la temperatura, por lo cual se debe seleccionar organismos capaces de utilizar varios tipos de azúcares con altos rendimientos, el producto final del proceso de fermentación es una mezcla de etanol-agua y requiere una mayor separación a través de destilación mediante dos procesos: la destilación fraccionada, que es muy común para separar etanol del agua en función de sus diferentes volatilidades, y la destilación en columna, que requiere del calentamiento en la parte superior de la columna del destilado (bioetanol) que se recoge en un punto de ebullición más bajo (78,3°C), sin embargo, la concentración del destilado de etanol es aproximadamente 92% y se requiere deshidratación adicional para obtener etanol al 99% (Achinas y Euverink, 2016).

3.4.2 Biorrefinerías Termoquímicas

En este tipo de Biorrefinerías se utiliza la temperatura para degradar el material biomásico con el fin de obtener energía y productos líquidos que pueden ser empleados como fuentes primarias de productos químicos industriales y/o de química fina (Casoni, 2017), combustible o energía eléctrica (Carrillo y Ponce, 2019). Los procesos termoquímicos más

utilizados en estas Biorrefinerías abarcan la gasificación y la pirólisis para transformar la biomasa inicial.

La gasificación es un proceso que se lleva a cabo a altas temperaturas y en recipientes cerrados llamados gasógenos, que permite la conversión de los sustratos sólidos o materiales combustibles a través de la oxidación o combustión parcial a 500-900°C en presencia de un agente gasificante como el vapor, oxígeno, dióxido de carbono, etc. El resultante de esta transformación es el syngas o gas de síntesis que puede ser utilizado para generar calor y energía (Casoni, 2017).

La pirólisis es la degradación térmica de sustancias en ausencia de oxígeno por lo que la biomasa utilizada se descompone por calor sin presencia de reacciones de combustión donde se trata solamente el oxígeno contenido en la materia prima a temperaturas menores a la gasificación. En este proceso se obtienen tres componentes esenciales:

- i. Gas, compuesto principalmente de CO, C_o2, C_H4, H₂ y sustancias mayormente volátiles que proceden del cracking de la materia orgánica,
- ii. Residuo líquido, que contiene básicamente hidrocarburos de cadenas largas formados por condensación a temperatura ambiente y,
- iii. Residuo sólido o biochar, que presenta los materiales no combustibles que provienen de la condensación molecular con alto contenido de carbón, metales pesados y elementos inertes (Stichnothe et al., 2016; Casoni, 2017).

3.4.3 Biorrefinerías Químicas

Las Biorrefinerías químicas conllevan procesos que generan una destrucción de la estructura inicial de la biomasa y una despolimerización completa o parcial de la hemicelulosa, celulosa y lignina en sus respectivos monómeros (Casoni, 2017). La hidrólisis de la celulosa y hemicelulosa los convierte en compuestos simples y solubles como la glucosa y varios isómeros de pentosas y hexosas respectivamente (Takkellapati et al., 2018), dando paso también a la formación de etanol mediante procesos con compuestos químicos como ácidos o bases y enzimas.

Las reacciones ácidas diluidas o concentradas como ácido sulfúrico, requieren de temperaturas altas que permitan romper los cristales de celulosa y producir mayor cantidad de azúcares libres por la deshidratación en los monosacáridos y dando lugar a los aldehídos. Por otro lado, la reacción enzimática se puede realizar por la presencia de enzimas celulolíticas de grado industrial (provenientes del hongo *Trichoderma reesei*) con la presencia de lignina compuesta de Ca (II) y Mg (II) que intensifica la efectividad de la hidrólisis (Achinas y Euverink. 2016).

La hidrólisis enzimática requiere un largo tiempo de residencia hidráulica que va entre 24 a 96 horas y se puede realizar en conjunto con la fermentación permitiendo mayores rendimientos y la obtención de etanol y otros compuestos, al contrario de procesos por separado que dan como resultado un menor rendimiento de azúcares fermentables (Achinas y Euverink, 2016; Galbe y Wallberg, 2019).

3.4.4 Biorrefinerías Mecánicas

Estas Biorrefinerías permiten modificar el tamaño de la biomasa para cumplir con los requisitos de la instalación o separar los componentes de ésta, por lo tanto, este proceso

no altera el estado ni la composición química de la materia prima, solo reduce el tamaño y fracciona los componentes (Manrique, 2018). Los procesos mecánicos no se utilizan como operaciones preliminares, sino como pasos intermedios, por ejemplo, en procesos de tamizado, molienda, prensado, paletización, mezclas, extrusión, entre otros.

El fraccionamiento de la biomasa se realiza mediante una prensa y produce una fracción rica en fibra y un jugo rico en nutrientes (Kamm et al., 2006), que se representa por las paredes celulares de las plantas rica en celulosa, hemicelulosa y lignina y contenido celular como proteínas, carbohidratos solubles en agua, ácidos orgánicos y minerales. El objetivo principal de las Biorrefinerías mecánicas es la transferencia de los componentes principales como ácido láctico (85-95%) y proteínas (55-65%) (McEniy y O' Kiely, 2014), también se obtiene otros compuestos como aminoácidos, ácidos orgánicos, colorantes, enzimas, hormonas, y otras sustancias (Kamm et al., 2006).

4. Historia de las Biorrefinerías

La utilización de la conversión de recursos renovables no se considera reciente debido a sus múltiples usos a través de la historia, cuyos inicios se remontan hacia los años 6000 a.C. con el aprovechamiento de la caña de azúcar para generar bioetanol, en países como China, que obtenía productos mediante la destilación y elaboración de cerámica, y Egipto, donde producían alcohol mediante la fermentación de biomasa de origen vegetal (Gavrilescu, 2014).

En 1780 fue descubierto el ácido láctico por primera vez por Carl Wilhelm Scheele mediante procesos de fermentación industrial, obteniendo varios usos en el sector alimentario como conservante, acidulante y potenciador de sabor, mientras que, en el sector textil, en el procesado del cuero. En 1826 se preparó sintéticamente etanol por Henry Hennel, aunque de forma natural se obtuvo mediante el alquimista persa Zakariya Razi, sin embargo, su uso como combustible se dio en 1840 y, en la década de 1970 su uso derivó como diluyente de combustible. En 1894 Alemania y Francia lo utilizaban como incipiente de motores de combustión interna, en cambio en Brasil en 1925, su utilización se originó cuando la producción de etanol fue 70 veces mayor que la producción de la gasolina. La transesterificación se dio en 1846 cuando Rochieder preparó glicerina mediante la etanolisis de aceite de ricina, y para 1853 los científicos E. Duffy y J. Patrick empezaron la transesterificación de un aceite vegetal. En 1893 el alemán Dr. Rudolph Diesel diseñó el motor diésel que funcionaba con aceite vegetal del maní. A principios de los años noventa se propuso el uso de aceite como alternativa al petróleo, pero su producción comenzó en la década de 1990. En 1991 la Comunidad Europea (CE) propuso una deducción fiscal del 90% del uso de biocombustible, por lo que se crearon varias empresas de plantas de biodiésel en Europa, produciendo hasta 1,5 millones de galones por año, lo que produjo que en 2005 representara casi el 89% de toda la producción de biodiésel (Figura 24), aunque en la revolución industrial el carbón se convirtió en una de las fuentes preferidas de energía que desplazó parcialmente el biocombustible, pero en 1990 se convirtió como objeto de estudio los procesos que se integran en la biorrefinería y sus productos (Demirbas y Demirbas, 2010).

Actualmente los productos se obtienen de tratamiento físico o químico en el procesamiento de biomasa como la celulosa, almidón, aceite, proteínas, lignina y terpenos, obteniendo productos como el etanol, butanol, acetona, ácido láctico y aminoácidos, entre otros.

En el siglo XIX y a principios del siglo XX, la madera y sus derivados, figuraban como la principal materia prima en la producción de pulpa y papel que dieron lugar a diversas soluciones para la explotación de componentes valiosos como la sacarificación de la madera, nitración de celulosa para algodón y seda, así también como la producción de las células solubles para fibras (Demirbas y Demirbas, 2010; Gavrilescu, 2014), el proceso de molienda húmeda de los cultivos y la producción de etanol, y ácidos orgánicos como el ácido acético, láctico y cítrico (Demirbas y Demirbas, 2010).

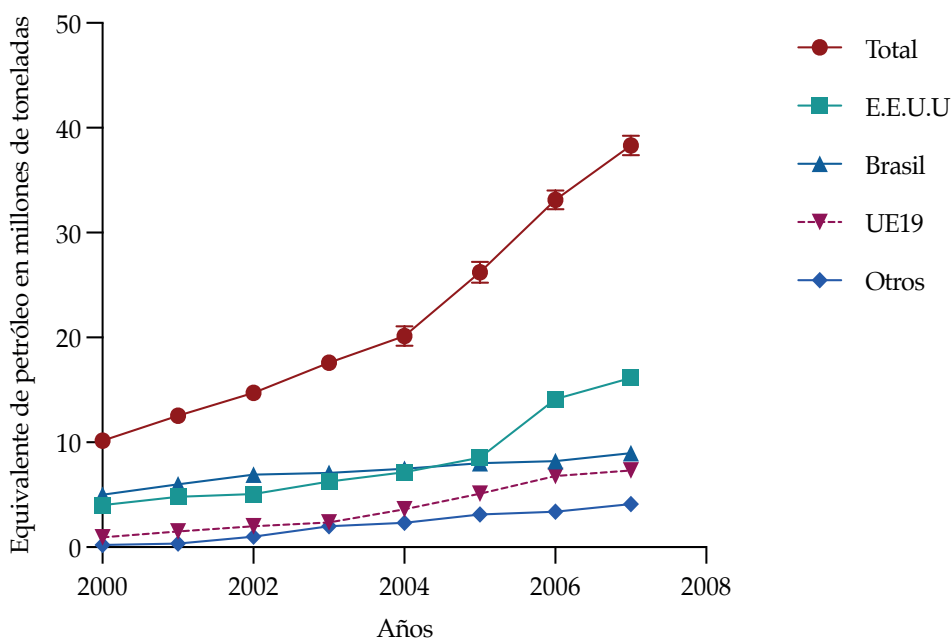


Figura 24. Representación esquemática de la tendencia mundial en la producción de biocombustible (Modificado de Demirbas y Demirbas, 2010).

4.1 Iniciativa de las Biorrefinerías

En los últimos años el consumo de energía mundial ha aumentado debido al desarrollo de la economía de las naciones con grandes poblaciones como Brasil, Rusia, India y China, razón por la que las proyecciones de la EIA sugieren que el consumo de energía se duplicará para el 2040, dando como resultado el aumento del consumo global de 558×10^{27} J a 1015×10^{27} J, sobre todo en las naciones que no pertenecen a la Organización para la Cooperación y desarrollo (OCDE) (Bravo-Fritz et al., 2016).

Cabe recalcar que el uso de combustibles provenientes de recursos fósiles es incierto, debido a que presentan muchas incertidumbres en los precios por su alta volatilidad en el mercado y porque su obtención se vuelve cada vez más difícil por su progresivo agotamiento, debido a esto en muchos países se ha incrementado la preocupación por la generación de fuentes energéticas renovables, por lo que se están estableciendo políticas con el fin de apoyar el uso de recursos alternativos, que se pueden obtener de una base biológica, como es el uso de biomasa y su conversión en productos útiles que se asocian con sistemas de biorrefinería, que involucran desde productos a granel como la bioenergía, hasta productos químicos especiales que maximizan el valor derivado de la materia prima (Moncada, Aristizábal y Cardona, 2016).

En los últimos años se ha tratado de reemplazar los productos obtenidos de recursos fósiles a bioproductos y bioenergías mediante sistemas de biorrefinación desarrollados, debido a que contrarrestan los impactos en los ecosistemas como la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y realizan un uso sostenible de los recursos biomásicos formando una base bioeconómica dentro de una variedad de industrias (De Jong y Jungmeier, 2015).

Como las refinerías de petróleo incurrieron en altos niveles de contaminación debido a sus diseños tradicionales (Moncada et al., 2016) y el sector energético ha mantenido las explotaciones de recursos fósiles, se generan impactos negativos en los ecosistemas como la generación de gases de combustión, principalmente CO₂ que supera la tasa natural que el ecosistema pueda asimilar, dando como resultado su acumulación en la atmósfera que interviene en el efecto invernadero, por lo tanto el uso de recursos fósiles repercute en el incremento de la temperatura media del planeta (Bravo- Fritz et al., 2016); por ende, se han intensificado las investigaciones y la implementación de proyectos relacionados con la utilización de fuentes de energía que sean renovables, especificando el uso de la biomasa como recurso derivado de materia orgánica (origen animal, vegetal, microbiano y sus sub-productos) que permite la obtención de energía (Silva et al., 2016).

Un estudio titulado "Tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina y el Caribe", de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), definió que los países con mayor desarrollo forestal-industrial de América Latina (AL) y el Caribe en producción, consumo y comercio, principalmente de pasta y papel, madera aserrada, tableros de madera, leña y carbón vegetal son Brasil, Chile, México, Colombia, Venezuela, Argentina, Uruguay y Ecuador, donde se observó un crecimiento en este sector, dando un incremento en las exportaciones de madera o derivados como fuente de energía (Killmann, 2006); implicando profundos problemas ambientales, debido a que puede producir pérdida de bosques boreales y lluviosos, biodiversidad, productividad del suelo y disponibilidad de agua sobre todo de los ecosistemas dulceacuícolas, lo que indica que en Latinoamérica es imprescindible la búsqueda de nuevas fuentes de materia prima renovables que permitan la transición hacia modelos de economía circular en el ámbito bioenergético (De Jong y Jungmeier, 2015)

El sistema industrial actual es el principal generador de productos y servicios requeridos por la sociedad basado en la producción de compuestos energéticos provenientes de recursos fósiles, como resultado el planeta Tierra está agotando sus recursos, considerando que la eficiencia de producción actual es menor al 10% y que el 90% de los materiales utilizados en

el proceso productivo terminan como residuos, lo que implica altos impactos negativos en el ambiente, por lo que es necesario utilizar fuentes alternativas de energía, creando nexos entre el crecimiento económico y la sostenibilidad ambiental mediante el diseño de procesos productivos que mejoren la generación de servicios y productos eficientes y ecológicamente estables, minimizando el impacto en los seres humanos y el medio ambiente (Gavrilescu, 2014).

5. Estado actual del desarrollo de Biorrefinerías En Ecuador

La población ecuatoriana ha crecido y con ello el aumento la demanda de energía fósil, combustible y productos químicos, que actualmente presenta preocupaciones por su contribución al cambio climático y a la disminución de la sustentabilidad global, sin embargo, se han realizado propuestas para una producción comercial de fuentes alternativas y renovables, especialmente en la producción de bioetanol, creando una reducción del consumo de gasolina para los medios de transporte (Orejuela-Escobar, Landázuri y Goodell, 2021).

Para mejorar la economía que se basa en los productos derivados de recursos fósiles es necesario promover bioproductos basados en biorrefinerías empleando técnicas estandarizadas que contribuyan con la situación y necesidades de la región, especialmente en la obtención de la materia prima de origen biomásico. En Ecuador existen proyectos a menor escala relacionados a la obtención de bioproductos mediante procesos que impliquen menor coste, pero no existen instituciones públicas ni privadas dedicadas al desarrollo de Biorrefinerías, a continuación, se mencionarán algunas investigaciones o proyectos que se han realizado a nivel nacional en los últimos años, (Tabla 7):

Tabla 7. Investigaciones base de Biorrefinerías en Ecuador.

Título del Artículo	Descripción	Referencia
Optimizing Plant allocation for bioethanol production from agro-residues considering CO ₂ emission and energy demand–supply balance: a case study in Ecuador.	El estudio se centra en la mejora de la asignación de plantas que produzcan bioetanol, tomando en cuenta la distribución y eficiencia de los residuos agrícolas, además del equilibrio entre la oferta y la demanda energética nacional. La investigación desarrolla la ubicación de las plantas y la selección de la materia prima que minimice las emisiones de CO ₂ , mediante la aplicación de procesos de Biorrefinerías. Como resultado concluyen que Ecuador posee gran potencial de biomasa residual agrícola que puede transformarse en bioetanol y sub-productos como energía y calor.	García, Machimura y Matsui, 2012
Second generation ethanol from residual biomass: research and perspectives in Ecuador	Los cultivos como banano, caña de azúcar y palma aceitera presentan gran potencial de conversión en Biorrefinerías por su composición y abundancia, principalmente en la producción de bioetanol. Ecuador tiene gran potencial para la producción de etanol lignocelulósico, sin embargo, es necesario establecer regulaciones que controlen los mercados de cultivo de biomasa para incrementar la rentabilidad de los procesos. Una Biorrefinería demostrativa a escala se ha instalado en el Centro Neotropical para Investigación de la Biomasa en la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, una de las pocas en América del Sur.	Carvajal Barriga et al., 2013

(Tabla 7 continúa en la página siguiente)

GIS-based assessment of banana residual biomass potential for ethanol production and power generation: a case study	Evaluación de la biomasa residual del banano con propósitos de la utilización de bioenergía, debido a que la Provincia de El Oro tiene un potencial de biomasa disponible de 190102 t fm año ⁻¹ de almidón residual, permitiendo obtener hasta 19 millones de litros de bioetanol por año tomando en cuenta un rendimiento promedio de 101,2 L t ⁻¹ , mientras que se obtiene 198602 t dm año ⁻¹ de biomasa residual lignocelulósica con un contenido energético de 12,9 MJ kg ⁻¹	Guerrero, Aguado, Sánchez y Curt, 2015
Waste-To-Energy Technologies: an opportunity of energy recovery from Municipal Solid Waste, using Quito – Ecuador as case study	Utilización de los residuos sólidos urbanos (RSU) en Quito como un recurso potencial en la generación de energía mediante procesos de conversión bioquímicos y termoquímicos, obteniendo un 69.3% de residuos biodegradables y potenciales de energía teóricos de 5970 kWh / t RSU para la ruta termoquímica y 62 kWh / t RSU para la ruta bioquímica; también presenta un alto potencial en la producción de biogás y energía térmica.	Moya, Aldás, Jaramillo, Játiva y Kaparaju, 2017
Life cycle assessment of second-generation ethanol derived from banana agricultural waste.	Evaluación de la biomasa residual del cultivo de banano para la obtención de bioetanol de segunda generación para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero mediante el análisis de varias categorías de impacto, el valor energético y su coeficiente en comparación con el combustible fósil, obteniendo como resultados que el balance energético del bioetanol es positivo con una energía de 2.68 MJ/MJ, considerando una mezcla tentativa adecuada al 65% de etanol, con mejoras generales en los motores de los automóviles en el país.	Guerrero y Muñoz, 2018
Fast pyrolysis of mannan-rich ivory nut (<i>Phytalephas aequatorialis</i>) to valuable biorefinery product	Los residuos de nueces de marfil de la palma <i>Phytalephas aequatorialis</i> pueden ser transformados mediante pirólisis en productos de Biorrefinería que pueden ser 1. líquidos, ricos en levomannosano y 5-hidroximetil furfural (5-HMF), 2. Biocarbón, con aplicación en los suelos, y 3. gases no condensables con potencial de mejora y procesos de gas de síntesis. En Ecuador, estos residuos representan sobras ricas en manano de las industrias de fabricación de botones.	Ghysels et al., 2019
Enhancement of biomass and lipid productivities of <i>Scenedesmus</i> sp. cultivated in the wastewater of the dairy industry	Evaluación el cultivo de la microalga <i>Scenedesmus</i> sp. en aguas residuales lácteas, obteniendo resultados prometedores dentro de Biorrefinerías de tercera generación: 51% lípidos, 27% carbohidratos y 20% proteínas, y una eficiencia de remoción de nutrientes del 88% para nitrógeno total y 97% para fosfatos. Lo obtenido muestra el potencial de las microalgas como plataformas generadoras de compuestos energéticos sostenibles.	Mercado, Álvarez, Verduga y Cruz, 2020
Cyanobacterial biomass produced in the wastewater of the dairy industry and its evaluation in anaerobic co-digestion with cattle manure for enhanced methane production	Estudio de procesos de co-digestión anaeróbica mesófila de biomasa cianobacteriana con estiércol de ganado. La biomasa, que fue obtenida de la cianobacteria <i>Arthrospira platensis</i> cultivada en aguas residuales lácteas y previamente sometida a tratamientos térmicos, mostró altos rendimientos de metano durante la fermentación, con 482,54 ± 8,27 mL CH ₄ g ⁻¹ sólidos volátiles que representan entre el 40 y 60% más de producción en comparación a la mono-digestión de los sustratos utilizados.	Álvarez, Arévalo, Salvador, Mercado y Velázquez-Martí, 2020.

(Tabla 7 continúa en la página siguiente)

(Tabla 7 continúa de la página anterior)

Nutrient removal from the centrate of anaerobic digestion of high ammonium industrial wastewater by a semi-continuous culture of <i>Arthrospira</i> sp. and <i>Nostoc</i> PCC 7413	Cultivo de las cianobacterias <i>Arthrospira</i> sp. y <i>Nostoc</i> PCC 7413 en un medio alternativo basado en el centrado de la digestión anaeróbica de aguas residuales de una industria de conservas de pescado como fuente nutricional. Como resultado se obtuvo una biomasa con alto contenido proteico en el caso de <i>A. platensis</i> (49% de fracción proteica) y $962,7 \pm 26,7 \text{ mg L}^{-1}$ de exopolisacáridos, para <i>Nostoc</i> PCC 7413, además de altas tasas de remoción de nutrientes del medio alternativo. Estas especies de cianobacterias filamentosas muestran potencial en biotratamiento y valorización de efluentes provenientes de procesos de digestión anaeróbica con alta concentración de amonio.	Álvarez y Otero, 2020
Integrating anaerobic digestion and slow pyrolysis improves the product portfolio of a cocoa waste biorefinery	Utilización de las cáscaras de las mazorcas de cacao en técnicas de conversión empleando digestión anaeróbica junto a la pirólisis lenta, permitiendo la conversión de los carbohidratos de la biomasa principalmente en biocarbón de alta calidad con un rendimiento máximo del 48% del peso seco, y líquidos de pirólisis ricos en compuestos fenólicos para su posterior transformación en productos intermedios de Biorrefinería.	Ghysels et al., 2020
Second generation biorefining in Ecuador: Circular bioeconomy, zero waste technology, environment and sustainable development: The nexus	Análisis del estado de la biomasa residual en Ecuador, proveniente de fuentes vegetales, con valoración de recursos forestales, agrícolas, zootécnicos, pesqueros, agroindustriales y biorresiduos urbanos que contienen compuestos fitoquímicos como aminoácidos, polifenoles, enzimas, azúcares y minerales, con potenciales aplicaciones como bioplásticos, biocombustibles y biocompuestos que sean biodegradables, permitiendo el desarrollo económico ambiental y contribuyendo al desarrollo industrial sustentable.	Orejuela-Escobar, Landázuri y Goode-ll., 2021

6. Referencias

- Achinas, S., Euverink, G.J.W. (2016). Consolidated briefing of biochemical ethanol production from lignocellulosic biomass. *Electronic Journal of Biotechnology*, 23, 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2016.07.006>
- Ahamed, A., Ahring, B.K. (2011). Production of hydrocarbon compounds by endophytic fungi *Gliocladium* species grown on cellulose. *Bioresource Technology*, 102(20), 9718–9722. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.073>
- Akin, D.E., Rigsby, L.L., Sethuraman, A., Morrison III, W.H., Gamble, G.R., Eriksson, K.-E.L. (1995). Alterations in Structure, Chemistry, and Biodegradability of Grass Lignocellulose Treated with the White Rot Fungi *Ceriporiopsis subvermispora* and *Cyathus stercoreus*. In *Applied and Environmental Microbiology*, 61(4). <https://doi.org/10.1128/aem.61.4.1591-1598.1995>
- Álvarez, X., Otero, A. (2020). Nutrient removal from the centrate of anaerobic digestion of high ammonium industrial wastewater by a semi-continuous culture of *Arthrospira* sp. and *Nostoc* sp. PCC 7413. *Journal of Applied Phycology*, 32, 2785–2794. <https://doi.org/10.1007/s10811-020-02175-4>

- Álvarez, X., Arévalo, O., Salvador, M., Mercado, I., Velázquez-Martí, B. (2020). Cyanobacterial Biomass Produced in the Wastewater of the Dairy Industry and Its Evaluation in Anaerobic Co-Digestion with Cattle Manure for Enhanced Methane Production. *Processes*, 8(10), 1290. <https://doi.org/10.3390/pr8101290>
- Anastassiadis, S., Aivasidis, A., Wandrey, C. (2003). Continuous gluconic acid production by isolated yeast-like mould strains of *Aureobasidium pullulans*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61(2), 110–117. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1180-8>
- Antelo, L.T., de Hijas-Liste, G.M., Franco-Uría, A., Alonso, A.A., Pérez-Martín, R.I. (2015). Optimisation of processing routes for a marine biorefinery. *Journal of Cleaner Production*, 104, 489–501. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.105>
- Armas-Martínez, A.C.D., Morales Zamora, M., Albornas Carvajal, Y., Erenio, G.S. (2019). Projection of a sugar industry to become a biorefinery from second and third generation biofuels. *Tecnología Química*, 39(3), 489–507. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852019000300489&lng=es&tlng=es
- Asada, C., Asakawa, A., Sasaki, C., Nakamura, Y. (2011). Characterization of the steam-exploded spent Shiitake mushroom medium and its efficient conversion to ethanol. *Bioresource Technology*, 102(21), 10052–10056. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.020>
- Asghar, A., Ajar, R., Yadav, N., Gupta, A. (2019). *Biofuel and Biorefinery Technologies 10 Prospects of Renewable Bioprocessing in Future Energy Systems*. <http://www.springer.com/series/11833>
- Awan, I.Z., Tanchoux, N., Quignard, F., Albonetti, S., Cavani, F., Di Renzo, F. (2019). Heterogeneous Catalysis as a Tool for Production of Aromatic Compounds From Lignin. *Horizons in Sustainable Industrial Chemistry and Catalysis*, 178, 257–275. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-64127-4.00013-6>
- Bajpai, R., Prokop, A., Zappi, M. (Eds.). (2013). *Algal Biorefineries: Volume 1: Cultivation of cells and products* (Vol. 1). Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7494-0>
- Balina, K., Romagnoli, F., Blumberga, D. (2017). Seaweed biorefinery concept for sustainable use of marine resources. *Energy Procedia*, 128, 504–511. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.067>
- Berrios, M., Martín, M.A., Chica, A.F., Martín, A. (2010). Study of esterification and transesterification in biodiesel production from used frying oils in a closed system. *Chemical Engineering Journal*, 160(2), 473–479. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.050>
- Bhatia, L., Bachheti, R.K., Garlapati, V.K., Chandel, A.K. (2020). Third-generation biorefineries: a sustainable platform for food, clean energy, and nutraceuticals production. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00843-6>
- Bhushan, S., Kalra, A., Simsek, H., Kumar, G., Prajapati, S.K. (2020). Current trends and prospects in microalgae-based bioenergy production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104025. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104025>
- Borges, E.R., Pereira, N. (2011). Succinic acid production from sugarcane bagasse hemicellulose hydrolysate by *Actinobacillus succinogenes*. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 38(8), 1001–1011. <https://doi.org/10.1007/s10295-010-0874-7>

- Botero Gutiérrez, C.D., Restrepo Serna, D.L., Cardona Alzate, C.A. (2017). A comprehensive review on the implementation of the biorefinery concept in biodiesel production plants. *Biofuel Research Journal*, 4(3), 691-703. <https://doi.org/10.18331/BRJ2017.4.3.6>
- Bravo-Fritz, C.P., Sáez-Navarrete, C.A., Herrera-Zeppelin, L.A., Varas-Concha, F. (2016). Multi-scenario energy-economic evaluation for a biorefinery based on microalgae biomass with application of anaerobic digestion. *Algal Research*, 16, 292–307. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.03.028>
- Budarin, V.L., Shuttlesworth, P.S., Dodson, J.R., Hunt, A.J., Lanigan, B., Marriott, R., ... Clark, J.H. (2011). Use of green chemical technologies in an integrated biorefinery. *Energy Environ. Sci.*, 4(2), 471–479. <https://doi.org/10.1039/c0ee00184h>
- Buitrón, G., Carrillo-Reyes, J., Morales, M., Faraloni, C., Torzillo, G. (2017). Biohydrogen production from microalgae. *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts*, 209–234. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-101023-5.00009-1>
- Bystroff, C. (2021). Footprints to singularity: A global population model explains late 20th century slow-down and predicts peak within ten years. *PLoS one*, 16(5), e0247214. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247214>
- Canam, T., Town, J.R., Tsang, A., McAllister, T.A., Dumonceaux, T.J. (2011). Biological pretreatment with a cellobiose dehydrogenase-deficient strain of *Trametes versicolor* enhances the biofuel potential of canola straw. *Bioresource Technology*, 102(21), 10020–10027. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.045>
- Carmona-Cabello, M., Garcia, I.L., Leiva-Candia, D., Dorado, M.P. (2018). Valorization of food waste based on its composition through the concept of biorefinery. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 14, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2018.06.011>
- Carrillo, G., Ponce, J. (2019). *Economía circular, bioeconomía y biorrefinerías. Biorrefinerías Economía Circular*. Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, 15-35.
- Carvajal Barriga, E.J., Guamn-Burneo, C., Portero, P., Salas, E., Tufío, C., Bastidas, B. (2013). Second Generation Ethanol from Residual Biomass: Research and Perspectives in Ecuador. *Biomass Now - Sustainable Growth and Use*. <https://doi.org/10.5772/51951>
- Casoni, I (2017). *Pirólisis de biomasa residual abundante en la región sur de la Provincia de Buenos Aires para la obtención de productos de alto valor agregado*. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca.
- Chen, X.F., Huang, C., Xiong, L., Ma, L.L. (2012). Microbial oil production from corncob acid hydrolysate by *Trichosporon cutaneum*. *Biotechnology Letters*, 34(6), 1025-1028. <https://doi.org/10.1007/s10529-012-0869-8>
- Chen, X.F., Huang, C., Xiong, L., Chen, Y., Ma, L.L. (2012). Oil production on wastewaters after butanol fermentation by oleaginous yeast *Trichosporon coremiiforme*. *Bioresource technology*, 118, 594-597. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.023>
- Cherubini, F. (2010). The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. *Energy Conversion and Management*, 51(7), 1412–1421. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2010.01.015>
- Cherubini, F., Jungmeier, G., Wellisch, M., Willke, T., Skiadas, I., Van Ree, R., de Jong, E. (2009). Toward a common classification approach for biorefinery systems. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 3(5), 534-546. <https://doi.org/10.1002/bbb.172>

- Couturier, M., Navarro, D., Olivé, C., Chevret, D., Haon, M., Favel, A., Lesage-Meessen, L., Henrissat, B., Coutinho, P.M., Berrin, J.-G. (2012). Post-genomic analyses of fungal lignocellulosic biomass degradation reveal the unexpected potential of the plant pathogen *Ustilago maydis*. *BMC genomics*, 13(1), 1-14. <https://doi.org/10.1186/1471-2164-13-57>
- Dale, B.E. (2003). 'Greening' the chemical industry: research and development priorities for biobased industrial products. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 78(10), 1093–1103. <https://doi.org/10.1002/jctb.850>
- De Bhowmick, G., Sarmah, A.K., Sen, R. (2018). Lignocellulosic biorefinery as a model for sustainable development of biofuels and value added products. *Bioresource Technology*, 247, 1144–1154. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.163>
- De Buck, V., Polanska, M., Van Impe, J. (2020). Modeling Biowaste Biorefineries: A Review. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 11. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00011>
- De Jong, E., Gosselink, R.J.A. (2014). Lignocellulose-Based Chemical Products. *Bioenergy Research: Advances and Applications*, 277–313. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-59561-4.00017-6>
- De Jong, E., Jungmeier, G. (2015). Biorefinery Concepts in Comparison to Petrochemical Refineries. *Industrial Biorefineries & White Biotechnology*, 3–33. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63453-5.00001-x>
- Demirbas, A., Demirbas, M.F. (2010). Biorefineries. In *Algae energy* (pp. 159-181). Springer, London. https://doi.org/10.1007/978-1-84882-721-9_3
- Deng, Y., Fong, S.S. (2011). Metabolic engineering of *Thermobifida fusca* for direct aerobic bioconversion of untreated lignocellulosic biomass to 1-propanol. *Metabolic Engineering*, 13(5), 570–577. <https://doi.org/10.1016/j.ymben.2011.06.007>
- Doran-Peterson, J., Cook, D.M., Brandon, S.K. (2008). Microbial conversion of sugars from plant biomass to lactic acid or ethanol. In *Plant Journal*, 54(4), 582–592. <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2008.03480.x>
- Fernando, S., Adhikari, S., Chandrapal, C., Murali, N. (2006). Biorefineries: Current Status, Challenges, and Future Direction. *Energy & Fuels*, 20(4), 1727–1737. <https://doi.org/10.1021/ef060097w>
- Filote, C., Santos, S.C., Popa, V.I., Botelho, C.M., Volf, I. (2020). Biorefinery of marine macroalgae into high-tech bioproducts: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 1-32. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01124-4>
- Galbe, M., Wallberg, O. (2019). Pretreatment for biorefineries: a review of common methods for efficient utilisation of lignocellulosic materials. *Biotechnology for Biofuels*, 12(1). <https://doi.org/10.1186/s13068-019-1634-1>
- García M, J.C., Machimura, T., Matsui, T. (2012). Optimizing Plant Allocation for Bioethanol Production from Agro-residues Considering CO2 Emission and Energy Demand–Supply Balance: A Case Study in Ecuador. *Waste and Biomass Valorization*, 3(4), 435–442. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9138-2>
- García-Santiago, X., Franco-Uría, A., Antelo, L.T., Vázquez, J.A., Pérez-Martín, R., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2020). Eco-efficiency of a marine biorefinery for valorization of cartilaginous fish biomass. *Journal of Industrial Ecology*, 25(3), <https://doi.org/10.1111/jiec.13066>
- Gavrilescu, M. (2014). Biorefinery Systems. *Bioenergy Research: Advances and Applications*, 219–241. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-59561-4.00014-0>

- Ghysels, S., Acosta, N., Estrada, A., Pala, M., De Vrieze, J., Ronsse, F., Rabaey, K. (2020). Integrating anaerobic digestion and slow pyrolysis improves the product portfolio of a cocoa waste biorefinery. *Sustainable Energy & Fuels*, (7). <https://doi.org/10.1039/d0se00689k>
- Ghysels, S., Léon, A.E.E., Pala, M., Schoder, K.A., Van Acker, J., Ronsse, F. (2019). Fast pyrolysis of mannan-rich ivory nut (*Phytelephas aequatorialis*) to valuable biorefinery products. *Chemical Engineering Journal*, 373, 446-457. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.05.042>
- Gnansounou, E., Pandey, A. (2017). Classification of Biorefineries Taking into Account Sustainability Potentials and Flexibility. *Life-Cycle Assessment of Biorefineries*, 1–39. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63585-3.00001-2>
- Gong, Z., Wang, Q., Shen, H., Hu, C., Jin, G., Zhao, Z.K. (2012). Co-fermentation of cellobiose and xylose by *Lipomyces starkeyi* for lipid production. *Bioresource Technology*, 117, 20–24. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.063>
- González-Delgado, Á.D., Kafarov, V. (2011). Microalgae based biorefinery: Issues to consider. *CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro*, 4(4), 5-22.
- Gouveia, L., Batista, A.P., Sousa, I., Raymundo, A., Bandarra, N.M. (2008). Microalgae in novel food products. *Food chemistry research developments*, 75-112.
- Guerrero, A.B., Muñoz, E. (2018). Life cycle assessment of second generation ethanol derived from banana agricultural waste: Environmental impacts and energy balance. *Journal of Cleaner Production*, 174, 710–717. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.298>
- Guerrero, A.B., Aguado, P.L., Sánchez, J., Curt, M.D. (2015). GIS-Based Assessment of Banana Residual Biomass Potential for Ethanol Production and Power Generation: A Case Study. *Waste and Biomass Valorization*, 7(2), 405–415. <https://doi.org/10.1007/s12649-015-9455-3>
- Gupta, V.G., Tuohy, M., Kubicek, C.P., Saddler, J., Xu, F. (Eds.). (2013). *Bioenergy research: advances and applications*. Newnes. <https://doi.org/10.1016/C2012-0-00025-7>
- Harwood, J.L., Guschina, I.A. (2009). The versatility of algae and their lipid metabolism. *Biochimie*, 91(6), 679-684. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2008.11.004>
- He, J., Mao, X., Sun, Z., Zheng, P., Ni, Y., Xu, Y. (2007). Microbial synthesis of ethyl (R)-4,4,4-trifluoro-3-hydroxy-butanoate by asymmetric reduction of ethyl 4,4,4-trifluoroacetoacetate in an aqueous-organic solvent biphasic system. *Biotechnology Journal*, 2(2), 260–265. <https://doi.org/10.1002/biot.200600106>
- Hingsamer, M., Jungmeier, G. (2019). Biorefineries. In *The role of Bioenergy in the Bioeconomy* (pp. 179-222). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813056-8.00005-4>
- Holm-Nielsen, J.B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P. (2009). The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, 100(22), 5478–5484. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.046>
- Hughes, S.R., Gibbons, W.R., Moser, B.R., Rich, J.O. (2013). Sustainable multipurpose biorefineries for third-generation biofuels and value-added co-products. *Biofuels-Economy, Environment and Sustainability*, 2013, 245-262.
- IEA. (2020). *Global Energy Review 2020*, IEA, Paris. Obtenido de: <https://www.iea.org/reports/global-energy-review-2020>

- Jiang, Y., Marang, L., Kleerebezem, R., Muyzer, G., van Loosdrecht, M.C.M. (2011). Polyhydroxybutyrate production from lactate using a mixed microbial culture. *Biotechnology and Bioengineering*, 108(9), 2022–2035. <https://doi.org/10.1002/bit.23148>
- Jin, P., Li, S., Lu, S.G., Zhu, J.G., Huang, H. (2011). Improved 1, 3-propanediol production with hemicellulosic hydrolysates (corn straw) as cosubstrate: Impact of degradation products on *Klebsiella pneumoniae* growth and 1, 3-propanediol fermentation. *Bioresource technology*, 102(2), 1815-1821. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.048>
- Jonker, J.G.G., Faaij, A.P.C. (2013). Techno-economic assessment of micro-algae as feedstock for renewable bio-energy production. *Applied Energy*, 102, 461–475. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.07.053>
- Jung, K.A., Lim, S.-R., Kim, Y., Park, J.M. (2013). Potentials of macroalgae as feedstocks for biorefinery. *Bioresource Technology*, 135, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.025>
- Kamm, B., Gruber, P.R., Kamm, M. (Eds.). (2006). *Biorefineries-industrial processes and products* (No. 1). Weinheim, Germany: Wiley-VCH. https://doi.org/10.1002/14356007.104_101
- Killmann, W. (2006). Tendencias y perspectivas del sector forestal en America Latina y El Caribe. FAO, Roma (Italia).
- Kosa, M., Ragauskas, A.J. (2012). Bioconversion of lignin model compounds with oleaginous Rhodococci. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(2), 891–900. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3743-z>
- Kromus, S., Wachter, B., Koschuh, W., Mandl, M., Krotscheck, C., Narodoslowsky, M. (2004). The green biorefinery Austria. Development of an integrated system for Green biomass utilization. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 18(1), 7–12.
- Kumar, B., Verma, P. (2021). Biomass-based biorefineries: An important architype towards a circular economy. In *Fuel* (Vol. 288). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119622>
- Lara, A., Rodríguez-Jasso, R.M., Loredó-Treviño, A., Aguilar, C.N., Meyer, A.S., Ruiz, H.A. (2020). Enzymes in the third generation biorefinery for macroalgae biomass. *Biomass, Biofuels, Biochemicals*, 363-396. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819820-9.00017-X>
- Lee, R.A., Lavoie, J.M. (2013). From first- to third-generation biofuels: Challenges of producing a commodity from a biomass of increasing complexity. *Animal Frontiers*, 3(2), 6-11. <https://doi.org/10.2527/af.2013-0010>
- Leong, H.Y., Chang, C.K., Khoo, K.S., Chew, K.W., Chia, S.R., Lim, J.W.,... Show, P.L. (2021). Waste biorefinery towards a sustainable circular bioeconomy: a solution to global issues. *Biotechnology for Biofuels*, 14(1), 1-15. <https://doi.org/10.1186/s13068-021-01939-5>
- Liang, Y.S., Yuan, X.Z., Zeng, G.M., Hu, C.L., Zhong, H., Huang, D.L., Tang, L., Zhao, J.J. (2010). Bidelignification of rice straw by *Phanerochaete chrysosporium* in the presence of dirhamnolipid. *Biodegradation*, 21(4), 615–624. <https://doi.org/10.1007/s10532-010-9329-0>

- Lin, H., Wan, C., Hai-Tao, D., Xue-Jiao, C., Qi-Fa, Z., Yu-Hua, Z. (2010). Direct microbial conversion of wheat straw into lipid by a cellulolytic fungus of *Aspergillus oryzae* A-4 in solid-state fermentation. *Bioresource Technology*, 101(19), 7556–7562. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.027>
- Liu, S., Bischoff, K.M., Hughes, S.R., Leathers, T.D., Price, N.P., Qureshi, N., Rich, J.O. (2009). Conversion of biomass hydrolysates and other substrates to ethanol and other chemicals by *Lactobacillus buchneri*. *Letters in Applied Microbiology*, 48(3), 337–342. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2008.02536.x>
- Liu, Y., Koh, C.M.J., Ji, L. (2011). Bioconversion of crude glycerol to glycolipids in *Ustilago maydis*. *Bioresource Technology*, 102(4), 3927–3933. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.115>
- Liu, Z., Wang, K., Chen, Y., Tan, T., Nielsen, J. (2020). Third-generation biorefineries as the means to produce fuels and chemicals from CO₂. *Nature Catalysis*, 3(3), 274–288. <https://doi.org/10.1038/s41929-019-0421-5>
- Madhavan, A., Srivastava, A., Kondo, A., Bisaria, V.S. (2012). Bioconversion of lignocellulose-derived sugars to ethanol by engineered *Saccharomyces cerevisiae*. In *Critical Reviews in Biotechnology* (Vol. 32, Issue 1, pp. 22–48). <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.539551>
- Manrique, A.G. (2018). Visión general del aprovechamiento de residuos cítricos como materia prima de biorrefinerías. *Cuadernos del Tomás*, (10), 153-168.
- Martínez, H.E. (2018). *Análisis del uso de biocombustibles en Ecuador periodo 2010-2017*. Tesis de Pregrado. Guayaquil, Ecuador.
- Martins, F., Felgueiras, C., Smítikova, M., Caetano, N. (2019). Analysis of fossil fuel energy consumption and environmental impacts in European countries. *Energies*, 12(6), 964. <https://doi.org/10.3390/en12060964>
- McEniry, J., O' Kiely, P. (2014). Developments in grass-/forage-based biorefineries. *Advances in Biorefineries*, 335–363. <https://doi.org/10.1533/9780857097385.1.335>
- Mekala, N.K., Potumarthi, R., Baadhe, R.R., Gupta, V.K. (2014). Current Bioenergy Researches: Strengths and Future Challenges. In *Bioenergy Research: Advances and Applications* (pp. 1–21). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59561-4.00001-2>
- Mercado, I., Álvarez, X., Verduga, M.-E., Cruz, A. (2020). Enhancement of Biomass and Lipid Productivities of *Scenedesmus* sp. Cultivated in the Wastewater of the Dairy Industry. *Processes*, 8(11), 1458. <https://doi.org/10.3390/pr8111458>
- Mohan, S.V., Dahiya, S., Amulya, K., Katakajwala, R., Vanitha, T.K. (2019). Can circular bioeconomy be fueled by waste biorefineries – A closer look. *Bioresource Technology Reports*, 100277. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100277>
- Moheimani, N.R., Borowitzka, M.A. (2006). The long-term culture of the coccolithophore *Pleurochrysis carterae* (Haptophyta) in outdoor raceway ponds. *Journal of Applied Phycology*, 18(6), 703-712. <https://doi.org/10.1007/s10811-006-9075-1>
- Mohr, A., Raman, S. (2013). Lessons from first generation biofuels and implications for the sustainability appraisal of second generation biofuels. *Energy policy*, 63, 114-122. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.08.033>

- Moncada, J., Aristizábal, V., Cardona, C.A. (2016). Design strategies for sustainable biorefineries. *Biochemical Engineering Journal*, 116, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.06.009>
- Moncada, J., Tamayo, J.A., Cardona, C.A. (2014). Integrating first, second, and third generation biorefineries: Incorporating microalgae into the sugarcane biorefinery. *Chemical Engineering Science*, 118, 126–140. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2014.07.035>
- Moon, T.S., Yoon, S.H., Lanza, A.M., Roy-Mayhew, J.D., Jones Prather, K.L. (2009). Production of glucaric acid from a synthetic pathway in recombinant *Escherichia coli*. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(3), 589–595. <https://doi.org/10.1128/AEM.00973-08>
- Moya, D., Aldás, C., Jaramillo, D., Játiva, E., Kaparaju, P. (2017). Waste-To-Energy Technologies: an opportunity of energy recovery from Municipal Solid Waste, using Quito - Ecuador as case study. *Energy Procedia*, 134, 327–336. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.537>
- Murillo, S.E.P., Galán, J.E.L. (2020). Desarrollo sostenible y oportunidad de aprendizaje de las biorrefinerías: Una alternativa de la biomasa. *Revista de ciencias sociales*, 26(2), 401–413.
- Naik, S.N., Goud, V.V., Rout, P.K., Dalai, A.K. (2010). Production of first and second generation biofuels: a comprehensive review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 14(2), 578–597. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.003>
- Nanda, S., Vo, D.V.N., Sarangi, P.K. (Eds.). (2020). *Biorefinery of Alternative Resources: Targeting Green Fuels and Platform Chemicals*. Springer Nature.
- Ng, D.K.S., Ng, K.S., Ng, R.T.L. (2017). Integrated Biorefineries. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, 299–314. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.10138-1>
- Octave, S., Thomas, D. (2009). Biorefinery: Toward an industrial metabolism. *Biochimie*, 91(6), 659–664. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2009.03.015>
- Oncel, S.S. (2013). Microalgae for a macroenergy world. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 26, 241–264. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.059>
- Orejuela-Escobar, L.M., Landázuri, A.C., Goodell, B. (2021). Second generation biorefining in Ecuador: Circular bioeconomy, zero waste technology, environment and sustainable development: The nexus. *Journal of Bioresources and Bioproducts*, 6(2), 83–107. <https://doi.org/10.1016/j.jobab.2021.01.004>
- Palmeros Parada, M., Osseweijer, P., Posada Duque, J.A. (2017). Sustainable biorefineries, an analysis of practices for incorporating sustainability in biorefinery design. *Industrial Crops and Products*, 106, 105–123. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.08.052>
- Paul Abishek, M., Patel, J., Prem Rajan, A. (2014). Algae Oil: A Sustainable Renewable Fuel of Future. *Biotechnology Research International*, 2014, 1–8. <https://doi.org/10.1155/2014/272814>
- Perera, F. (2018). Pollution from fossil-fuel combustion is the leading environmental threat to global pediatric health and equity: Solutions exist. *International journal of environmental research and public health*, 15(1), 16.
- Pinto, P.A., Dias, A.A., Fraga, I., Marques, G., Rodrigues, M.A.M., Colaço, J., Sampaio, A., Bezerra, R.M.F. (2012). Influence of ligninolytic enzymes on straw saccharification during fungal pretreatment. *Bioresource Technology*, 111, 261–267. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.068>

- Piškur, B., Bajc, M., Robek, R., Humar, M., Sinjur, I., Kadunc, A., Oven, P., Rep, G., Al Sayegh Petkovšek, S., Kraigher, H., Jurc, D., Pohleven, F. (2011). Influence of *Pleurotus ostreatus* inoculation on wood degradation and fungal colonization. *Bioresource Technology*, 102(22), 10611–10617. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.008>
- Prabhu, M., Chemoanov, A., Gottlieb, R., Kazir, M., Nahor, O., Gozin, M., ... Golberg, A. (2019). Starch from the sea: The green macroalga *Ulva ohnoi* as a potential source for sustainable starch production in the marine biorefinery. *Algal Research*, 37, 215–227. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.11.007>
- Prakash, G., Varma, A.J., Prabhune, A., Shouche, Y., Rao, M. (2011). Microbial production of xylitol from d-xylose and sugarcane bagasse hemicellulose using newly isolated thermotolerant yeast *Debaryomyces hansenii*. *Bioresource Technology*, 102(3), 3304–3308. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.074>
- Prokop, A., Bajpai, R.K., Zappi, M.E. (Eds.). (2015). *Algal biorefineries: volume 2: products and refinery design*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-20200-6>
- Qi, W., Chen, C.L., Wang, J.Y. (2011). Reducing sugar-producing bacteria from guts of *Tenebrio Molitor* Linnaeus (yellow mealworm) for lignocellulosic waste minimization. *Microbes and Environments*, 26(4), 354–359. <https://doi.org/10.1264/jsm.2011.29>
- Raikova, S., Le, C.D., Beacham, T.A., Jenkins, R.W., Allen, M.J., Chuck, C.J. (2017). Towards a marine biorefinery through the hydrothermal liquefaction of macroalgae native to the United Kingdom. *Biomass and Bioenergy*, 107, 244–253. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.010>
- Ramachandriya, K.D., Wilkins, M.R., Delorme, M.J.M., Zhu, X., Kundiyana, D.K., Atiyeh, H.K., Huhnke, R.L. (2011). Reduction of acetone to isopropanol using producer gas fermenting microbes. *Biotechnology and Bioengineering*, 108(10), 2330–2338. <https://doi.org/10.1002/bit.23203>
- Reid, W.V., Ali, M.K., Field, C.B. (2019). The Future of Bioenergy. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.14883>
- Richter, H., Qureshi, N., Heger, S., Dien, B., Cotta, M.A., Angenent, L.T. (2012). Prolonged conversion of n-butyrate to n-butanol with *Clostridium saccharoperbutylacetonicum* in a two-stage continuous culture with in-situ product removal. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(4), 913–921. <https://doi.org/10.1002/bit.24380>
- Ruiz, H.A., Rodríguez-Jasso, R.M., Fernandes, B.D., Vicente, A.A., Teixeira, J.A. (2013). Hydrothermal processing, as an alternative for upgrading agriculture residues and marine biomass according to the biorefinery concept: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 21, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.069>
- Saini, R., Osorio-Gonzalez, C.S., Hegde, K., Brar, S.K., Magdouli, S., Vezina, P., Avalos-Ramirez, A. (2020). Lignocellulosic biomass-based biorefinery: An insight into commercialization and economic standout. *Current Sustainable/Renewable Energy Reports*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s40518-020-00157-1>
- Salgado, J.M., Rodríguez, N., Cortés, S., Domínguez, J.M. (2012). Effect of nutrient supplementation of crude or detoxified concentrated distilled grape marc hemicellulosic hydrolysates on the xylitol production by *Debaryomyces hansenii*. *Preparative Biochemistry and Biotechnology*, 42(1), 1–14. <https://doi.org/10.1080/10826068.2011.552145>

- Saritha, M., Arora, A., Nain, L. (2012). Pretreatment of paddy straw with *Trametes hirsuta* for improved enzymatic saccharification. *Bioresource Technology*, 104, 459–465. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.043>
- Shah, S.H., Raja, I.A., Rizwan, M., Rashid, N., Mahmood, Q., Shah, F.A., Pervez, A. (2018). Potential of microalgal biodiesel production and its sustainability perspectives in Pakistan. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 81, pp. 76–92). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.07.044>
- Silva, E., Escobar, J., Garcia-Nunez, J.A., Barrera, J. (2016). Bioenergía y biorrefinerías para caña de azúcar y palma de aceite. *Palmas*, 37 (Especial Tomo II), pp. 119-136.
- Singh, B., Guldh, A., Singh, P., Rawat, I., Bux, F., Singh, A. (2015). Sustainable production of biofuels from microalgae using a biorefinary approach. In *Applied Environmental Biotechnology: Present Scenario and Future Trends* (pp. 115–128). Springer India. https://doi.org/10.1007/978-81-322-2123-4_8
- Singh, S., Chakravarty, I., Pandey, K.D., Kundu, S. (2018). Development of a process model for simultaneous saccharification and fermentation (SSF) of algal starch to third-generation bioethanol. *Biofuels*, 1–9. <https://doi.org/10.1080/17597269.2018.1426162>
- Singh, V., Das, D. (2019). Potential of Hydrogen Production From Biomass. *Science and Engineering of Hydrogen-Based Energy Technologies*, 123–164. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-814251-6.00003-4>
- Somerville, C. (2007). Biofuels. *Current biology*, 17(4), R115-R119. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2007.01.010>
- Stanley, M.S., Day, J.G. (2014). Algal Bioenergy. eLS. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0023715>
- Steen, E.J., Kang, Y., Bokinsky, G., Hu, Z., Schirmer, A., McClure, A., Del Cardayre, S.B., Keasling, J.D. (2010). Microbial production of fatty-acid-derived fuels and chemicals from plant biomass. *Nature*, 463(7280), 559–562. <https://doi.org/10.1038/nature08721>
- Stichnothe, H., Meier, D., de Bari, I. (2016). Biorefineries. *Developing the Global Bioeconomy*, 41–67. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-805165-8.00003-3>
- Sumathi, S., Chai, S.P., Mohamed, A.R. (2008). Utilization of oil palm as a source of renewable energy in Malaysia. *Renewable and sustainable energy reviews*, 12(9), 2404-2421. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2007.06.006>
- Takkellapati, S., Li, T., Gonzalez, M.A. (2018). An Overview of Biorefinery Derived Platform Chemicals from a Cellulose and Hemicellulose Biorefinery. *Clean technologies and environmental policy*, 20(7), 1615–1630. <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1568-5>
- Tammali, R., Seenayya, G., Reddy, G. (2003). Fermentation of cellulose to acetic acid by *Clostridium lentocellum* SG6: Induction of sporulation and effect of buffering agent on acetic acid production. *Letters in Applied Microbiology*, 37(4), 304–308. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2003.01397.x>
- Thangam, K.R., Santhiya, A., Sri, S.R.A., MubarakAli, D., Karthikumar, S., Kumar, R.S., Thajuddin, N., Soosai, M.R., Varalakshmi, P., Moorthy, I.G., Pugazhendhi, A. (2021). Bio-refinery approaches based concomitant microalgal biofuel production and wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147267>

- Thiru, M., Sankh, S., Rangaswamy, V. (2011). Process for biodiesel production from *Cryptococcus curvatus*. *Bioresource Technology*, 102(22), 10436–10440. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.102>
- Tran, D.T., Yeh, K.L., Chen, C.L., Chang, J.S. (2012). Enzymatic transesterification of microalgal oil from *Chlorella vulgaris* ESP-31 for biodiesel synthesis using immobilized Burkholderia lipase. *Bioresource Technology*, 108, 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.145>
- Tredici, M.R. (2010). Photobiology of microalgae mass cultures: understanding the tools for the next green revolution. *Biofuels*, 1(1), 143–162. <https://doi.org/10.4155/bfs.09.10>
- Trivedi, J., Aila, M., Bangwal, D.P., Kaul, S., Garg, M.O. (2015). Algae based biorefinery—How to make sense? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 295–307. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.052>
- Ubando, A.T., Felix, C.B., Chen, W.-H. (2019). Biorefineries in circular bioeconomy: A comprehensive review. *Bioresource Technology*, 122585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122585>
- van Ree, R., de Jong, E. (2019). TASK 42 Biorefining in a future BioEconomy. Triennium 2016-2018. *IEA Bioenergy: ExCo*: 2019: 081.
- Venkata Mohan, S., Nikhil, G.N., Chiranjeevi, P., Nagendranatha Reddy, C., Rohit, M.V., Kumar, A.N., Sarkar, O. (2016). Waste biorefinery models towards sustainable circular bioeconomy: Critical review and future perspectives. *Bioresource Technology*, 215, 2–12. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.130>
- Verma, S., Ray, A.K., De, B.K. (2010). Bioconversion of heptanal to heptanol by *Saccharomyces cerevisiae*. *Yeast*, 27(5), 269–275. <https://doi.org/10.1002/yea.1750>
- Wan, C., Li, Y. (2010). Microbial pretreatment of corn stover with *Ceriporiopsis subvermispota* for enzymatic hydrolysis and ethanol production. *Bioresource Technology*, 101(16), 6398–6403. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.070>
- Wang, J., Yin, Y. (2018). Fermentative hydrogen production using pretreated microalgal biomass as feedstock. *Microbial Cell Factories*, 17(1), 1-16. <https://doi.org/10.1186/s12934-018-0871-5>
- Wawrik, B., Mendivelso, M., Parisi, V.A., Suflita, J.M., Davidova, I.A., Marks, C.R., Van Nostrand, J.D., Liang, Y., Zhou, J., Huizinga, B.J., Strapoc, D., Callaghan, A.V. (2012). Field and laboratory studies on the bioconversion of coal to methane in the San Juan Basin. *FEMS Microbiology Ecology*, 81(1), 26–42. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01272.x>
- Yang, T.C., Kumaran, J., Amartey, S., Maki, M., Li, X., Lu, F., Qin, W. (2014). Biofuels and Bioproducts Produced through Microbial Conversion of Biomass. In *Bioenergy Research: Advances and Applications* (pp. 71–93). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59561-4.00005-X>
- Zhao, L., Cao, G.L., Wang, A.J., Ren, H.Y., Dong, D., Liu, Z.N., Guan, X.Y., Xu, C.J., Ren, N.Q. (2012). Fungal pretreatment of cornstalk with *Phanerochaete chrysosporium* for enhancing enzymatic saccharification and hydrogen production. *Bioresource Technology*, 114, 365–369. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.076>

Avances en la Producción de Biogás en Ecuador, una Mirada desde la Investigación Científica

Juan Gaibor-Chávez¹, Zulay Niño-Ruiz², Orlando Meneses-Quelal^{3*}

¹Grupo Estudios de la Biomasa Universidad Estatal de Bolívar.

²Laboratorio de Biomasa, Biomass to Resources Group, Universidad Regional Amazónica Ikiam, Ecuador.

³Escuela de Ciencias Agrícolas y Ambientales. Pontificia Universidad Católica del Ecuador-Sede Ibarra PUCE-SI. Ecuador.

*Autor para correspondencia: womeneses@pucesi.edu.ec

1. Introducción

El biogás es considerado como una energía renovable, puede ser usado con carácter térmico, eléctrico o carburante. Según Venegas et al. (2019) el biogás está siendo utilizado alrededor del mundo ya sea directamente como energía calórica o con el empleo de un motor generador para producir energía eléctrica. Oviedo et al. (2015), mencionan que el planeta posee muchas fuentes potenciales de energía renovable, las cuales son fáciles de obtener y mucho más baratas, como el estiércol animal o residuos vegetales.

El biogás sirve como indicador de la cantidad de materia orgánica que se está degradando dentro de un proceso complejo y sensible, puede ser generado en medios naturales o en dispositivos específicos, mediante reacciones de biodegradación de la materia orgánica, por la acción de microorganismos en ausencia de oxígeno. Esta mezcla de gases contiene metano (50 a 70%), dióxido de carbónico (30 a 45%), hidrógeno (1 a 3%), oxígeno (0,5 a 1%), gases diversos (1 a 5%) y vestigios de anhídrido sulfuroso (Aguilera, 2017), de estos el más significativo es el metano, el cual es combustible y es el que nos ayuda a combatir los estragos del cambio climático, motivado entre otros al uso de combustibles fósiles.

Para la producción de biogás se debe tener en cuenta la parte biológica que interactúa y reacciona con el sustrato para dar paso al producto. Morales (2020), señala que la transformación de biogás se da por la digestión anaerobia, demostrándose como una tecnología ambiental, sostenible, que estabiliza los residuos orgánicos y produce energía renovable en forma de biogás. De modo similar. (Angelica, 2017), afirman que en el

proceso de digestión anaerobia se combinan varias mezclas de sustratos orgánicos biodegradables o residuos orgánicos agroindustriales (ROA), pues gracias a la combinación de sustratos se mejora el balance de nutrientes, se recupera energía (biogás) y convierte los ROA en fertilizantes. En definitiva, la digestión anaerobia es una práctica atractiva en la cual se alcanzan dos objetivos primordiales; la disminución de la contaminación y la recuperación de energía.

La digestión anaeróbica en la parte orgánica, ha sido reconocida como un recurso económico y altamente renovable para la producción de biogás. Por ello Ngoma y Serrat (2011), hacen énfasis en los desafíos que radican en maximizar la biodegradación de biomasa rica en lignocelulosa, lo que requiere estrategias efectivas para prevenir la subutilización de materias primas; así mismo los tratamientos enzimáticos para la degradación lignocelulósica tienen un enorme potencial debido a sus compuestos altamente versátiles y selectivos.

Los microorganismos que interactúan en la digestión anaeróbica, desempeñan funciones específicas para transformar completamente la biomasa en biogás. Chiva y Mero (2019), describen que la degradación anaerobia es realizable en compuestos orgánicos que tengan oxígeno en su integridad molecular, involucran los procesos fundamentales de descomposición y tres fases importantes como la hidrólisis, fermentación acetogénica y fermentación metanogénica. En función de esto (Chiriboga, 2010), describe a las bacterias *Methanobacterium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus* y *Methanosarcinas* como microorganismos que son capaces de crecer en condiciones anaeróbicas en amplio rango de temperatura, se desarrollan en ambiente de pH neutro y producen metano.

Zambrano (Zambrano, 2017) describe que para controlar la digestión anaeróbica de la materia orgánica y producir biogás se utilizan biodigestores, "reactores" diseñados para maximizar la eficiencia de conversión de los sustratos en energía y obtener subproductos con valor agregado, la aplicación de la tecnología permite alcanzar la máxima eficiencia en el proceso, lo que permite obtener energía limpia, renovable y de bajo costo, para mitigar o solventar la problemática energética ambiental. Venegas et al. (2019), aseguran que se utilizan varios tipos de digestores según la capacidad a producir, así, para pequeña escala se emplea el tipo hindú (tambor flotante), tipo chino (de domo fijo) y el de polietileno tipo salchicha (biodigestor tubular), mientras que si se desea una producción más comercial con una escala mayor se emplean digestores de mezcla, de película fija, de flujo pistón o de laguna cubierta. Respecto a los biodigestores, (Crespo, 2010) indica que cada tipo está compuesto de una estructura física conocida como cámara, donde se tiene el proceso de degradación de la materia orgánica, misma que puede ser cilíndrica, vertical y superficial. Estos equipos son parte del proceso y ciclo biológico de la materia orgánica, el cual involucra la fermentación o digestión de materiales orgánicos para obtener el biogás. Debemos saber que los biodigestores suelen tener una alimentación continua o semicontinua, es decir que son alimentados todos los días o regularmente, esta actividad genera una producción eficiente.

Nsair et al. (2020), mencionan que los parámetros de operación que se debe tomar en cuenta son la demanda química de oxígeno (DQO), temperatura (psicrófila, mesófila o termófila), tiempo de retención hidráulica (TRH), productividad volumétrica (Pv), la carga orgánica volumétrica (COV) y sus impactos ambientales.

Por otra parte, en la producción de biogás se obtiene un digestato (fertilizante), el cual puede ser aprovechado en labores agrícolas. Al respecto, Crespo (2019) indica que la obtención de los productos, dependerá de la relación estiércol-agua, condiciones de temperatura y pH, el biodigestor tendrá buen rendimiento dependiendo de la biomasa es-cogida, y el tiempo de retención necesarios para completar cada una de las etapas de la digestión anaeróbica. Para ello se puede utilizar excrementos de ganado porcino, bobino, caprino, humanos; sin embargo, Castro (2014), sugiere que, en la mezcla del sustrato, no se debe añadir huesos, grasas, tierra, piedras, maderas verdes; ramas, troncos, aserrín, viruta y otros, debido a la amplia relación C/N, ya que hará que el proceso de degradación sea más lento.

A nivel mundial la búsqueda de nuevas formas de energía renovable es intensa, de esta manera, Toala (2014), menciona que Suiza y Suecia son grandes promotores de la producción de biogás; además se estiman que en China más de 20 millones de personas utilizan como fuente de energía renovable el biogás. Adicional a esto Aguilera (Aguilera, 2017), enuncia que, a nivel mundial, el aprovechamiento del biogás está ligado a países que más contribución tienen en cuanto a emisiones de metano. La utilización de excretas de animales puede significar una importante cantidad de biogás, para utilizarla como energía GWh, lo que permitirá sustituir millones de barriles de petróleo al año y se dejará de emitir CO₂ al ambiente (Martínez, 2015).

En referencia a los países en vías de desarrollo, se considera que es importante el uso adecuado de la biomasa residual para la producción de biogás. En la actualidad países como Ecuador, Colombia, Perú, Venezuela, México, cuentan con plantas de procesamiento de Biogás para la obtención de energía eléctrica, que aportan entre 2 a 5 MW de energía a zonas rurales (Garfí et al., 2016). Por otra parte, las plantas de biogás agroindustriales, además de generar energía renovable, permiten procesar y valorizar gran variedad de materia orgánica derivada de la industria agroalimentaria, lo que abarata costos de gestión y de tratamiento de residuos (González et al., 2008).

En este sentido Nuñez (2018), afirma que en Ecuador la generación de residuos en el año 2017 fue de 5,4 millones de toneladas métricas, por lo que se requiere de un manejo integral planificado de los residuos; de esta forma se puede proyectar la producción de biogás en el país. Además, según el banco mundial, la biomasa es en la actualidad la principal fuente de energía de unos 2250 millones de personas (Guasumba-Codena et al., 2019). De esta forma es necesario seguir mejorando y optimizando los procesos de conversión energética en función de una mejor calidad de vida de las personas. La producción del biogás se ha incrementado en las últimas décadas por las necesidades que presenta la población. El uso del biogás es muy parecido al de cualquier otro gas, pero este mantiene la ventaja de tener una fuente inagotable de materia prima y brinda ingresos económicos aceptables (Venegas et al., 2019).

Es importante buscar nuevas fuentes de energías renovables en el Ecuador, con el fin de permitir la dinamización de la economía. En la actualidad el 92% de la generación de energía en el país proviene de centrales hidráulicas, el 7% de térmicas y el 1% de fuentes no convencionales entre ellas la biomasa, todo ello en la búsqueda de nuevas formas de energía, que sean rentables, amigables con el ambiente y sobre todo que seas capaces de satisfacer las necesidades de las personas. Llanos y Alexis (2020), menciona que la

producción de biogás en el año 2016 fue de 0,05%; cantidad desvalorizada en relación a los desperdicios que se generan en las diferentes áreas de producción del Ecuador.

Según Velázquez et al. (2016) en Ecuador el uso de la biomasa residual para cambiar la matriz energética, representa un desafío importante, todo esto con el fin de satisfacer necesidades básicas de comunidades ya que en ocasiones están aislados y su suministro de gas y electricidad es muy deficiente. Además, el uso que se le puede brindar al biogás es en calderas, como combustibles, en motores o turbinas incluso como base para síntesis de metanol. Para el desarrollo de la producción de biogás, La Escuela Politécnica Nacional del Ecuador (EPN) es parte de un consorcio público privado junto con la empresa Biogás Tiger alemana y otras empresas ecuatorianas, para evaluar la factibilidad de implementar biodigestores sofisticados en grandes productores de residuos orgánicos en el país. Así mismo, el Instituto Nacional de Eficiencia Energética y Energías Renovables–INER, adscrito al MEER, también está desarrollando actividades de I+D, disponiendo de un laboratorio completo para analizar muestras orgánicas y gases para desarrollar ensayos de digestión anaerobia (Martí, 2019).

Por otra parte la COP21 de París y la reciente COP22 de Marrakech han servido como escenario del nacimiento de la Asociación Mundial del Biogás, cuyo objetivo es demostrar y extender las tecnologías asociadas al biogás, el biometano y digestión anaerobia (CINERGIA, 2016). En Ecuador este tipo de tecnología es muy poco explotada debido al poco conocimiento y la falta de políticas estatales en capacitación (Páez, 2016), sin embargo, (Martí, 2019), mencionan que existen proveedores de tecnología de biodigestores tubulares de pequeña y mediana escala; de la misma forma existen personas en capacidad de instalar biodigestores tubulares plásticos en Loja, Azuay, El Oro, Pichincha, Imbabura y el Carchi. Además, existen dos empresas identificadas en capacidad de instalar biodigestores tubulares de geomembrana, una ubicada en Imbabura (Biodigestores Mundo Intag) y la otra en El Oro (Biodigestores Ecuador) (Herrero et al., 2017). No es de extrañarse la poca aplicabilidad de biodigestores tecnificados en el Ecuador, esto debido a los altos costos asociados y a la inexperiencia en el desarrollo de esta tecnología.

En ciertas Provincias del Ecuador se han construido plantas de biogás para la creación de energía. Es el caso de la Planta de Aprovechamiento de Biogás, situada en Cuenca, misma que genera desde el año 2019 la energía eléctrica que abastece a 7.300 familias, con un consumo promedio de 160 kWh/mes. La producción es de dos megavatios que se conducen directamente al Sistema Nacional Interconectado (Andrade, 2018). Por otro lado, desde febrero de 2016, el Municipio de Quito, a través de la Empresa Pública Metropolitana de Gestión Integral de Residuos Sólidos (EMGIRS-EP), trabajó con inversión privada en la construcción de la primera Planta de Generación de Energía Eléctrica a partir del biogás que se genera de la descomposición de la basura de la ciudad

Si bien una gran cantidad de literatura ha analizado las emisiones de gases de efecto invernadero en los sistemas de producción de biogás y los impactos potenciales de la producción de biogás en el suministro de alimentos, es necesario considerar cuidadosamente cuestiones más amplias relacionadas con los pilares económicos, ambientales y sociales de la sostenibilidad (Dufey, 2006). La producción y el uso de biogás pueden representar una estrategia de beneficio mutuo que brinda múltiples oportunidades para mitigar la emisión de gases de efecto invernadero responsables del cambio climático, al

tiempo que ofrece una serie de importantes beneficios sociales, ambientales y económicos. Sin embargo, al igual que con otras vías de bioenergía, la sostenibilidad del biogás debe evaluarse cuidadosamente y monitorearse continuamente a la luz del contexto geográfico y temporal específico en el que se desarrolla (Dufey, 2006).

En base a lo anterior se propone en este trabajo, la revisión de los últimos avances científicos en investigación en el área de Biogás en el Ecuador, para desde esta mirada analizar las posibles vías de avance en el área.

2. Evaluación de la generación de biogás en el contexto ecuatoriano

Ecuador, pese a las dificultades técnicas políticas y sociales, ha mantenido un interés constante en introducir fuentes de energía renovable, como alternativas energéticas limpias y no contaminantes para reducir el impacto ambiental (Molina y Serrano, 2016). Sin embargo, al igual que muchos países de la región latinoamericana, no ha democratizado su tecnología energética. Uno de los motivos que ha impedido dar ese salto a la producción integral de biocombustibles es debido al subsidio del gas por parte del gobierno (Barragán et al., 2020). Además, en el país se produce energía hidroeléctrica como principal fuente de energía; así, la mayoría de los esfuerzos han ido encaminados a mejorar la confiabilidad de esta fuente energía (Ponce et al., 2018). El problema de la energía hidroeléctrica es que ya no se considera un recurso renovable porque afecta los cauces de los ríos y las zonas accidentadas (Poggi et al., 2018). En este sentido, el interés en cambiar la matriz productiva energética no ha sido suficiente ya que su materialización ha tenido poco éxito. El crecimiento en las energías renovables ha sido muy reducido en los últimos años especialmente en aquellas enfocadas a la valorización energética de residuos biomásicos. Las energías renovables representan únicamente el 8,64% de la generación total de energía en Ecuador, mientras que el 91,36% sigue siendo no renovable (Barragán et al., 2020).

Por otro lado, Ecuador y la zona montañosa andina de América Latina están comprendidas eminentemente por una gran superficie ganadera y agrícola (Meneses et al., 2021). Su ubicación geográfica, relieve y diversidad de climas ha hecho que haya una gran variedad de cultivos y una extensa ganadería, que a su vez generan numerosos residuos susceptibles de aprovechamiento energético. Así, por ejemplo, los cultivos de arroz, banana, cacao, café, caña de azúcar, maíz, aceite de palma, plátano, piña y palmito representan el 84% del total de la producción agrícola ecuatoriana, generando alrededor del 79% del total de residuos de biomasa permanente (Posso et al., 2020).

En la Figura 1, se observa la superficie y los residuos de biomasa (residuos pecuarios, forestales y agrícolas) generados en las distintas provincias del Ecuador. Las provincias que más residuos biomásicos generan son las provincias costeras de El Oro, Esmeraldas Guayas y los Ríos, que no necesariamente son las que más superficie poseen. Estas provincias generan principalmente residuos de banana, café cacao, caña de azúcar, palma africana, palmito y residuos de estiércol de ganado vacuno y porcino.

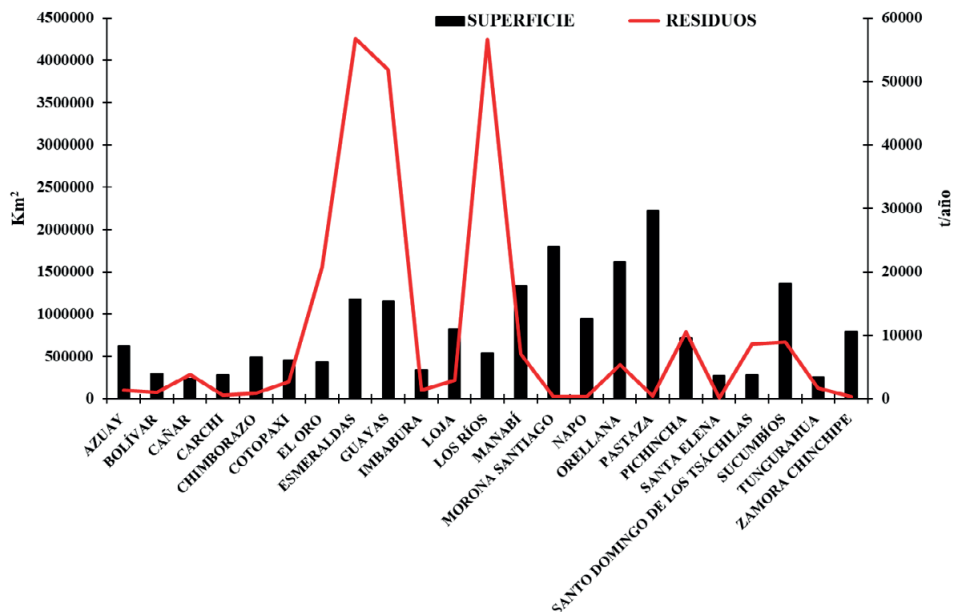


Figura 1. Distribución de os residuos en el Ecuador Nota: Elaboración propia, a partir de datos de Atlas bioenergético del Ecuador.

En la Tabla 1 se resume los principales residuos generados en el Ecuador, los mismos que están distribuidos por provincias y superficie. Los residuos pecuarios avícolas y porcinos tienen poca presencia en las provincias costeras, su presencia es escasa. Así, los residuos avícolas se generan mayoritariamente en la provincia del Tungurahua (89 t/año/km²), mientras que los residuos porcinos en la provincia del Carchi (1,33 t/año/km²). Por otro lado, los residuos de banano son los que más se generan en las provincias de El Oro y Los Ríos y representan 253,05 y 284,37 t/año/km² respectivamente. De manera similar, los residuos de palma africana también representan una presencia significativa (255,06 t/año/km²) especialmente en la provincia de Esmeraldas.

En Ecuador, la biomasa es una fuente de energía abundante pero poco explotada (Pelaez et al., 2015). Además, no solo los residuos de biomasa agrícola y pecuario son abundantes y poco aprovechados en el país; según informes del Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC) y del Sistema Nacional de Información Municipal (SMIN) en 2018, se recolectaron en promedio 12739,01 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos (RSU), de las cuales el 45% han sido destinados directamente a rellenos sanitarios (Poma et al., 2021). El problema en los rellenos sanitarios es que los principales componentes del biogás (CH₄ y CO₂) que generan, no poseen un adecuado sistema de recuperación de biogás; por lo que, se contamina constantemente el medio ambiente con las emisiones contaminantes generadas.

Tabla 1. Distribución de los principales residuos generados en el Ecuador.

Provincia	Residuos de biomasa (t/año/km ²)													
	Cacao	Vacuno leche	Banano	Maíz duro	Plátano	Palma africana	Café	Caña de azúcar	Arroz	Porcino	Palmito	Forestal	Piña	Avícola
Azuay	0,79	15,39	0,10	0,03	0,01									
Bolívar	11,17		3,27	4,06	1,19	0,48								
Cañar	11,74	15,13	44,73				17,60	1,02						
Carchi	9,40			0,08			0,03	0,84	1,33					
Chimborazo	0,08	9,14	0,11		0,07					0,72				
Cotopaxi	10,24		12,25		1,28	3,94							5,96	
El oro	13,80	2,54	253,05				1,67		0,65					
Esmeraldas	11,64		1,29		1,41	255,06				0,97				
Guayas	46,83		71,70			11,02		38,70	85,54					
Imbabura			0,45		0,93			7,83		1,64		10,93		
Loja			2,54	3,73			1,47	8,76	3,61					
Los Ríos	63,38		284,37	33,93		113,21			94,79					
Manabí	12,44			2,92	8,25		2,42		3,61					
Morona Santiago	0,25		0,25	0,03	0,56					0,06				
Napo	1,58			0,06	0,05	0,29				0,08				
Orellana	1,27			0,18		13,12	0,19			3,69				
Pastaza	0,20	0,68	0,01	0,01	0,30									
Pichincha	5,31					53,52				20,45	3,03	0,66		
Santa Elena			0,31	0,88	10,98		0,07				5,59			
Santo Domingo de los Tsáchiles	13,15				10,98	103,19				37,68	5,59			
Sucumbios	2,01			0,07	0,33	34,33	0,23							
Tungurahua		14,36	0,00		0,01				0,12				23,89	
Zamora Chinchipe	0,73		0,22	0,08	1,40		0,16							

Nota: Elaboración propia, a partir de datos de Atlas bioenergético del Ecuador.

En este contexto la explotación de las energías renovables, especialmente la producción de biogás como energía limpia y alternativa no tiene mayor repercusión en el ámbito industrial. Todavía es escaso el crecimiento de las plantas de producción de biogás para el tratamiento de biomasa de residuos húmedos y plantas de tratamiento de aguas residuales y recuperación de energética mediante procesos de cogeneración sobre el biogás generado en los biodigestores anaerobios. El escaso biogás que se produce en el Ecuador está asociado principalmente a pequeños digestores domésticos para proporcionar un combustible para cocinar o incluso para la iluminación, en comparación con los países desarrollados, donde los desarrollos de biogás se centran en plantas de biogás de electricidad y calor a gran escala, basadas en granjas y comerciales (Scarlat et al., 2018). En definitiva, las iniciativas de apoyo al desarrollo del biogás en el Ecuador están relacionadas con la puesta en marcha de biodigestores de bajo costo a través de los cuales se busca desarrollar sistemas domésticos de biogás que proporcionen a las personas biogás para cocinar, como fuente de energía alternativa, para reducir el consumo de leña y evitar la deforestación, disminuir la contaminación del medio ambiente.

Una organización que está teniendo mucho éxito en el desarrollo de biodigestores de bajo costo es la Red de Biodigestores de América Latina y el Caribe (RedBioLAC), la misma que promueve el desarrollo de pequeños biodigestores (Kapoor y Vijay, 2013). RedBioLAC ha sido formada y administrada por la ONG Green Empowerment, con el apoyo de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos y la Instituto de Wuppertal para el Clima, la Energía y el Medio Ambiente (WISIONS). La junta directiva de RedBioLAC está compuesta por representantes de ONG, universidades y empresas que promueven los digestores en América Latina (Garfí et al., 2016).

3. Investigaciones a escala de laboratorio realizadas en Ecuador

Hasta la fecha, existen pocas experiencias sobre el uso de la digestión anaerobia en biodigestores batch para potenciar la producción de biogás en el Ecuador. Muchas de las técnicas empleadas por los investigadores han sido poco estandarizadas lo que dificulta la comparación con otros resultados. En la Tabla 2 se resumen los principales resultados reportados en la literatura en relación con las experiencias a escala de laboratorio desarrolladas en el Ecuador en cuanto a la producción de biogás. Las investigaciones se centran en la evaluación nuevas materias primas propias de la región como son: estiércol de camélidos andinos (vicuñas, llamas), estiércol de cuy, y residuos agrícolas típicos del área andina (paja de amaranto, paja de quínoa). No obstante, también existen estudios sobre materiales usualmente utilizados para la producción de biogás como son: celulosa de pasto, paja de trigo, excretas de bovinos, ovinos, cerdos y gallinas, residuos de frutas (piña y naranja), col y materia orgánica de residuos sólidos urbanos. Además, la mayoría de los ensayos se ha empleado como inóculo lodos de aguas residuales, *methanococcus* y *methanobacterium*, y *escherichia coli*.

Muñoz (2019) estudiaron el efecto de las excretas de cerdos, ovinos, bovinos y gallinas sobre la producción de biogás y metano *in vitro*. La mayor producción de biogás obtenido lo reportaron con excretas de gallinas (27,1 L gas/kg de excreta), y excretas de

ovino (11,1 L gas/kg de excreta). No obstante, demostraron que la mayor producción de metano se produce al usar excretas de ovino (8,3 L metano/kg de excreta); a diferencia de las excretas de gallina que tan solo generaron 5,0 L metano/kg de excreta. Los altos porcentajes de metano de las excretas de ovinos lo atribuyeron a la naturaleza encapsulada de sus excrementos, ya que estos pueden conservar mejor a las arqueas metanogénicas que coexisten en el rumen. Por otro lado, Guasumba et al. (2019) han trabajado en el mejoramiento la producción de biogás a través del calentamiento del sustrato con energía solar térmica de baja temperatura inferior a los 100°C. proporcionaron agua caliente sanitaria para mantener una temperatura promedio de 35°C en los digestores durante el día y 26°C por la noche. Demostraron que los digestores con calefacción solar mejoraron notablemente la producción de biogás respecto de los no calefactados. Así, los biodigestores con calefacción produjeron la mayor producción de biogás a los 12 días, con una composición química de (CH₄) del 23,8% y (CO₂) del 75,03%. Por otro lado, en la investigación liderada por la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (Sandoval et al., 2020) elaboraron un consorcio de inóculos microbianos para optimizar la producción de biogás a partir de fangos residuales de desechos de camal de las parroquias rurales del Distrito Metropolitano de Quito. Reportaron resultados muy prometedores mediante los consorcios de las cepas aisladas llegando a obtener concentraciones de metano mayores al 87% tras 28 días de incubación. Además, uno de los inóculos fabricados registró no sólo la más alta producción de biogás, sino un 95,17% de pureza en términos de concentración de metano. Por otro lado, investigadores de la Universidad Central del Ecuador han trabajado en la búsqueda de técnicas más efectivas de digestión anaerobia para tratar los residuos sólidos urbanos. La investigación se ha basado en una comparación del potencial de biogás generado a partir de un biodigestor batch simple, un biodigestor batch con recirculación en una etapa y un biodigestor batch con recirculación en dos etapas. Como resultado no encontraron efecto de la recirculación en dos etapas sobre la cantidad de CH₄ generado ya que el biogás obtenido contenía porcentajes de metano inferiores al 3%, el cual no es representativo para ser considerado biogás (Malacatus et al., 2017). En otra investigación Vera et al. (2019) investigaron residuos de las cáscaras de frutas (naranja y piña) utilizando microorganismos de Escherichia Coli para potenciar la digestión anaerobia en la fermentación líquida. Determinaron que el tiempo de retención estimado para la producción de biogás de acuerdo con el prototipo realizado es de 30 días, con lo que se garantiza la funcionalidad del diseño y la generación de los productos de la digestión anaerobia. Concluyeron que la mezcla compuesta por un 50% de cáscaras de naranja-piña, y 25% de microorganismos E. Coli permitió alcanzar rendimientos estables de biogás. En la investigación realizada, en la Universidad Estatal de Bolívar, Gaibor et al. (2019) determinaron la factibilidad de la codigestión anaeróbica de residuos de col provenientes del mercado de la localidad de Guaranda, y estiércol de ganado. Demostraron que la codigestión de residuos de col con estiércol de ganado es posible en dos rangos de temperatura: psicrófilo (temperatura ambiente, inferior a 20 °C) y mesófilo (30 °C). Los resultados demostraron que para una relación 50% de col y 50% estiércol a condiciones mesófilas generan la mayor producción de biogás (389,47 cm³ N/g SV iniciales), con una composición de 61% de metano.

Los mejores rendimientos en la producción de metano se han obtenido en la codigestión de estiércol de vicuña con residuos de paja de amaranto (540 mL CH₄/g de SV) (Meneses et al., 2021). En este trabajo los investigadores analizaron la influencia del inóculo (lodos de aguas residuales y la influencia del cosustrato (paja de amaranto, quinua y trigo) en la codigestión de estiércol de camélidos con residuos agrícolas andinos. Demostraron que el aumento de una relación sustrato/inóculo 1:1 a una relación sustrato inóculo 1:2 no fue relevante, ya que los resultados no presentaron diferencias significativas. No obstante, el aumento de la proporción de sólidos volátiles (SV) de los residuos de paja de amaranto, quinua y trigo incrementó la producción de CH₄. El aumento de SV en el cosustrato mejoró la producción de metano hasta un 120%, con valores máximos de biodegradabilidad del 95%. De manera similar en otra investigación Meneses et al. (2021) estudiaron la monodigestión de diversos materiales de carácter andino, donde los investigadores reportaron rendimientos máximos de 376,08 mL CH₄/g SV y 377,02 mL CH₄/g SV para estiércol de llama y paja de quinua, respectivamente. Los altos resultados los obtuvieron cuando emplearon inóculo (lodos de aguas residuales en proporciones de 2:1 con los sustratos, lo que evidenció mejoras de hasta el 37% respecto de los biodigestores no inoculados. También Meneses et al. (2021) analizaron la producción de biogás de los sustratos de estiércol de cuy en codigestión con los cosustratos con paja de residuos agrícolas de amaranto quinua y trigo. Los investigadores demostraron que una relación óptima sustrato/cosustrato para la producción de metano es de 25/75. Así, concluyeron que las mezclas de estiércol de cuy/paja de amaranto y estiércol de cuy/paja de quinua genera producciones de 341,86 mL de CH₄/g SV añadido y 341,05 mL de CH₄/g SV, respectivamente. Finalmente, Meneses et al. (2021) trabajaron en la valorización energética del biogás a partir de residuos de matadero de ganado vacuno en codigestión con residuos de paja de amaranto, quinua y trigo. Los autores reportaron que la codigestión anaeróbica dio como resultado rendimientos de metano de 407 mL de CH₄/g SV, con un contenido de metano en el biogás del 77% para la mezcla de residuos de matadero/paja de quinua de 25/75.

Una vez analizados los artículos científicos producidos en Ecuador en los últimos años, se observa la poca productividad científica en el área. Casi no hay desarrollos que continúen la misma línea, solo esfuerzos aislados y algunos de ellos incompletos. La poca explotación de esta tecnología es debido a la falta de investigación adecuada, incentivos económicos y al precio actual relativamente bajo de la electricidad, lo que hace que la producción de biogás sea poco competitiva. Destacan las investigaciones realizadas por el grupo integrado por la Universidad Estatal de Bolívar, la Universidad Regional Amazónica Ikiam y la Universidad Politécnica de Valencia, igualmente el liderado por la Universidad Técnica de Ambato, en compañía de investigadores de universidades mexicanas, alemanas y peruanas, demostrando que la afiliación con grupos de otros países es fundamental para el avance en el área de producción de biogás. Los resultados deberán ser probados en campo y ver la viabilidad de uso de lo encontrado en el laboratorio.

Tabla 2. Investigaciones de producción de biogás a nivel de laboratorio realizadas en Ecuador.

Universidad	Sustrato	Cosustrato	Inóculo	Relación C/N	Biogás obtenido	Metano obtenido	% de Metano	Referencia
UTA, UNT, UTC, UPM, UNIANDES	excretas de bovinos, ovinos, cerdos y gallinas.	-	-	-	27,1 L kg/ excreta	8,3 L metano/kg de excreta	74,7%	(Muñoz et al., 2019)
ESPE, ESPOCH, UTI	estiércol de vacuno	celulosa del pasto (pennisetum clandestinum)	-	25-30:1	28,74	0,63 m ³	23,8%	(Guasumba et al., 2019)
PUCE, UCE	fango residual de desechos de camal FORS de Mercado	-	methanococcus y methanobacterium	-	31,9 m ³	48,7 m ³	78%	(Sandoval et al., 2020)
UTM	residuos de piña y naranja	No reporta	escherichia Coli	35,1:1	-	0,0145 m ³ /N/ kg SV	-	(Malacatus et al., 2017)
UPV, UEB	residuos de col	estiércol de bovino	estiércol de bovino	-	389,47	-	61%	(Vera et al., 2019) (Gaibor et al., 2019)
UPV, IKIAM, UEB	estiércol de cuy	residuos agrícolas: residuos de Amaranto, quinua y trigo	lodos de EDAR (estación depuradora de aguas residuales)	-	-	341 mL CH ₄ /g de VS	-	(Meneses et al., 2021)
UPV, IKIAM, UEB	estiércol de llama y vicuña	residuos agrícolas: residuos de Amaranto, quinua y trigo	lodos de EDAR (estación depuradora de aguas residuales)	-	-	260-540 mL CH ₄ /g VS	-	(Meneses et al., 2021)
UPV, IKIAM, UEB	estiércol llama y vicuña	residuos agrícolas: residuos de Amaranto, quinua y trigo	lodos de EDAR (estación depuradora de aguas residuales)	-	-	376,08 mL CH ₄ /g SV y 377,02 ml CH ₄ /g SV	-	(Meneses et al., 2021)
UPV, IKIAM, UEB	residuos de matadero de ganado vacuno	residuos agrícolas: residuos de Amaranto, quinua y trigo	lodos de EDAR (estación depuradora de aguas residuales)	-	-	407 mL CH ₄ /g SV	77%	(Meneses et al., 2021)

Nota: UPV=Universidad Politécnica de Valencia (España), IKIAM=Universidad Regional Amazónica, UEB=Universidad Técnica de Bolívar, UTA= Universidad Técnica de Ambato, UTM= Universidad Técnica de Manabí, UCE= Universidad Central del Ecuador, PUCE= Pontificia Universidad Católica del Ecuador, ESPE= Universidad de las Fuerzas Armadas, ESPOCH= Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, UTI= Universidad Tecnológica Inoamericana UPM= Universidad Politécnica de Madrid (España), UNIANDES= Universidad Regional Autónoma de los Andes, UTC= Universidad Técnica de Cotopaxi, UNT= Universidad Nacional de Trujillo (Perú).

4. Otro tipo de investigaciones realizadas en Ecuador: campo, revisión bibliográfica, modelos matemáticos

Merino et al. (2018), trabajaron en una investigación desarrollada en la granja porcina EMAVIMA en Manabí, con la finalidad de valorizar el estiércol del ganado porcino de la granja, generando como producto final energía en forma de biogás. Los parámetros técnicos y operacionales de los biodigestores en la granja se diseñaron en función de la producción del estiércol (360 kg por día). La puesta en marcha del biodigestor lo realizaron con los siguientes parámetros: diámetro de seis metros de largo, tres metros de ancho y una profundidad de tres metros, temperatura de 22-35 °C y tiempo de retención de 20 días. Reportaron una producción diaria de 42768 m³ de biogás. De manera similar Brito et al. (2016), han trabajado en el diseño de biodigestores para la obtención teórica de biogás a partir del estiércol de ganado en el Rancho Verónica de la provincia de Orellana. El diseño de los biodigestores se ha realizado a escala piloto con volumen de 5000 litros y tiempos de retención de 40 días para el proceso de degradación biológica. Los biodigestores procesarían 186,5 kg/día de estiércol fresco, lo que supone un volumen de carga de 373 L/día. En la investigación llevada a cabo en campo por Estévez (2021), evaluaron el funcionamiento de un digestor tubular psicrófilo de bajo costo con 8 años de operación. Encontraron que el digestor muestra una producción de biogás superior a la esperada en comparación con otros digestores tubulares de bajo costo. No obstante, demostraron que un invernadero sobre el digestor tubular no es suficiente para calentar el digestor; por lo tanto, se deben considerar otros factores (el color del reactor y el aislamiento utilizado en la zanja) para un diseño de calefacción solar pasiva. También la investigación reveló que el rendimiento a largo plazo de estos sistemas en condiciones psicrófilas tiende a mejorar, cuyas mejoras podrían estar relacionada con la aclimatación y adaptación del consorcio de los microorganismos a las condiciones psicrófilas locales.

Por otro lado, en un estudio de carácter bibliográfico Zuñiga et al. (2018) contemplaron las ventajas y desventajas de la implementación de biodigestores, desde el punto de vista económico, ambiental y social, en el Ecuador. Consideraron criterios de búsqueda como: materia prima del biodigestor, requerimiento de nuevas fuentes de energía, producción de energía renovables y el biogás como recurso energético. En los principales resultados se ha reportado que la producción de biogás contiene más ventajas que desventajas ya que es un proceso rentable que soluciona problemas ambientales y es una alternativa de ingresos que contribuye a garantizar la soberanía energética. Igualmente, en la investigación bibliográfica de Velázquez et al. (2018) se realiza una exposición en detalle del modelado cinético del proceso de fermentación del biogás. Se evaluaron el modelo de Gompertz, los modelos de transferencia, modelos de primer orden y de cono. Los investigadores realizaron una comparación de los modelos para observar las limitaciones que presenta en el comportamiento cinético y de esta manera poder observar la aproximación entre el rendimiento teórico y experimental que presenta cada uno de ellos. El estudio concluyó que la producción de metano en la mayoría de los casos oscila entre 0,15 y 0,65 m³ kg⁻¹ SV, en condiciones mesófilas (30–37 °C). Además, concluyeron que el tiempo medio de latencia en el proceso de fermentación es

de 14 días y la media de la constante cinética de primer orden es del orden de 0.11d^{-1} . Finalmente, en el trabajo de Soria y Carvajal (2013), se analiza el estado del arte de las fuentes de energía renovable en la matriz eléctrica ecuatoriana y el planeamiento oficial de la expansión del parque generador eléctrico hasta el 2021. Se estudia el potencial de generación eléctrica con biogás producido a partir de residuos agropecuarios en plantas centralizadas a nivel nacional, tomando como ejemplo el caso de la Provincia de Imbabura. Se verifica que existe un potencial considerable para la producción de una cantidad de energía eléctrica firme. El estudio concluyó que el Ecuador, por tener una estructura económica fuertemente sustentado en el sector agropecuario, presenta un potencial técnico importante para la producción de biogás en el sector rural. No obstante, a pesar de estas observaciones realizadas en 2013, nunca oficialmente se implementó un plan que condujera a materializar lo indicado aquí.

5. Investigaciones realizadas a nivel de pregrado

En la Tabla 3 se resume los trabajos de grado realizados en diferentes universidades ecuatorianas que tienen relación con la producción de biogás.

Trabajos realizados en la UTA.

La Universidad Técnica de Ambato, ha trabajado a nivel de pregrado diferentes materias primas como lo son los residuos sólidos urbanos y biomasa residual pecuaria enriquecida con desecho de cultivos de fresa. Así, la tesis de grado de Sánchez (2017) determinó el potencial energético de los residuos sólidos urbanos (RSU) en la ciudad de Salcedo para la producción de biogás. Su metodología se basó en la clasificación de los RSU del cantón, la cuantificación de la contribución porcentual de cada tipo de residuos y la aplicación de modelos matemáticos para estimar la generación de biogás a partir de los residuos. Los resultados evidenciaron que en el cantón Salcedo se evidenció que la contribución más significativa fue la basura orgánica (32%), basura de jardín (18%). La aplicación de los modelos matemáticos fue realizada con la proyección de los pesos de residuos del 2015 al 2030, siendo el modelo ecuatoriano el que presentó mejor promedio de flujo de producción de biogás anual ($9,62.104\text{ m}^3$) y consecuentemente un valor energético por año de $4,86.105\text{ kWh}$. Por otro lado, la tesis de grado de Miranda (2020) contempla la producción de metano a partir de biomasa residual pecuaria enriquecida con desecho de cultivo de fresa (*fragaria ananassa*). La investigación consiste en mezclar de estiércol de cerdo y ovino con residuos de cultivo de fresa a escala laboratorio. Las mayores producciones de biogás se obtuvieron para las mezclas de: cerdaza 60% + 10% fresa + 30% ovinaza y cerdaza 60% + 40% ovinaza con valores de $201,2\text{ mL biogás/kg}$ y $193,56\text{ mL biogás/kg}$, respectivamente. Concluyeron que la presencia de la fresa no fue determinante para incrementar la formación de biogás como de metano, pero sí al momento de la formación de ácidos grasos volátiles.

Tabla 3. Trabajos de grado realizados en diferentes universidades ecuatorianas que tienen relación con la producción de biogás.

Universidad	Sustrato	Cosustrato	Inóculo	Relación C/N	Biogás producido	Metano producido	% de Metano	Referencia
UTA	basura orgánica, misceláneos y basura de jardín	-	-	-	9,62 X 10 ⁴ m ³ /año	9,97 kW/m ³	63%	(Garcés, 2017)
UTA	estiércol de cerdo y ovino	desecho de cultivo de fresa	-	-	201,24 mL/kg	-	60%	(Miranda, 2020)
ESPOL	agua residual de café soluble	-	Lodo bacteriano	-	16,74 m ³	-	70%	(Pinargote y Vergara, 2019)
ESPOL	harina de origen animal	-	Sólidos volátiles	-	7,9 m ³	-	61%	(Zambrano, 2017)
ESPOL	Residuos sólidos urbanos	-	-	25-30:1	100-200 m ³	-	60%	(Santos, 2015)
UG	residuos de banana y papaya	-	estiércol vacuno	16:1-25:1	1200 m ³	-	75%	(Chica y Vaca, 2019)
UG	Agua residual de café instantáneo	-	estiércol vacuno	20:1 y 30:1	109.1	-	55%	(Álvarez y Sarmiento, 2016)
UG	Residuos orgánicos	-	-	-	6 939 m ³	-	50%	(Villacreses, 2018)
ESPE	Residuos orgánicos, excretas porcinas	-	microalga <i>chlorella sp</i>	25:1	319,17 m ³	-	61%	(López, 2017)
UDLA	heces de cerdo	8% sólidos y 92% líquidos	heces de cerdo	25:1	70 L/d	-	70%	(Flores, 2010)
UDLA	desechos del ganado bovino	80% sólidos y 20% líquidos	heces de cerdo y vaca	25:1	36	-	80%	(Macas, 2018)
UTE	aguas residuales de aceite	80% sólidos y 20% líquidos	microorganismos aerobios y anaerobios	25:1	724,4 cm	-	70%	(Macías, 2014)
UTE	residuos sólidos orgánicos e inorgánicos	60% sólidos y 40% líquidos	residuos sólidos orgánicos e inorgánicos	25:1	0,86	0.1	20%	(Haro, 2017)

Nota: ESPOL=Escuela Superior Politécnica del Litoral, UTA= Universidad Técnica de Ambato, UTE= Universidad Tecnológica Equinoccial, UDLA= Universidad de las Américas, ESPE=Universidad de las Fuerzas Armadas, UG= Universidad de Guayaquil, UCUENCA= Universidad de Cuenca.

Trabajos realizados en la ESPOL

La Escuela Superior Politécnica del Litoral ha trabajado a nivel de pregrado diferentes materias primas como lo son las aguas residuales de la producción de café, restos de estiércol animal y RSU. Así, Pinargote y Vergara (2019) abordaron el diseño de un biodigestor anaeróbico para generación de biogás utilizando aguas residuales de la producción de café en biodigestores batch. El estudio se basó en establecer las condiciones óptimas para la producción de biogás y establecer el diseño básico de un digestor anaeróbico. Se logró una degradación del 66% de DQO del agua de café y 0,574 m³ biogás/kg DQO utilizada. El proyecto propone un reactor cilíndrico de 15 m de altura y 5 m de diámetro, con un TRH de 30h para un caudal de 200 m³ y 5000 mg DQO/L cuya producción de biogás podría ser de 0,60 m³ biogás/kg DQO. Respecto de la producción de biogás, obtuvieron un crecimiento acelerado alrededor de las 25 horas y demostraron que se requiere de 30 horas para obtener aproximadamente el 80% del biogás producido (Figura 2).

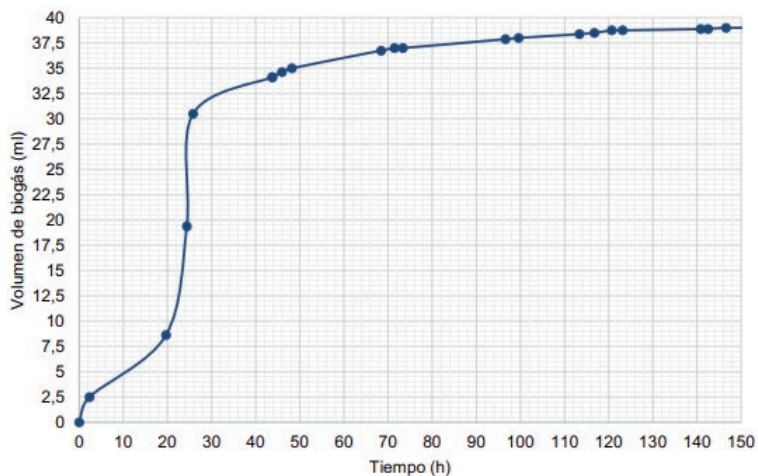


Figura 2. Curva de producción de biogás versus tiempo del agua residual bajo estudio.

Fuente: (Pinargote y Vergara, 2019).

De manera similar en otra tesis Zambrano (2017) abarcó el diseño de un biodigestor para una empresa fabricante de balanceado a partir del restos de estiércol animal. El diseño del biodigestor fue de un diámetro de 2,4 m y un diámetro de 3,6 m con capacidad de 12,46 m³. El biodigestor fue diseñado para que el proceso de fermentación se lleve a cabo en condiciones termofílica, principalmente para aprovechar el vapor a la salida de la cocina de la empresa. Los principales resultados obtenidos se basan en la producción de 9 m³ de biogás con un 61% de metano destinados para su consumo en el comedor de la empresa. Además, Santos (2015) realizó un proyecto integrador de biogás en condiciones termofílicas a partir de Residuos Sólidos Urbanos de la ciudad de Guayaquil. Su objetivo principal se basó en el análisis teórico sobre la estimación de la cantidad de energía eléctrica que podría generarse en base a la productividad del biogás y su energía remanente. La productividad

promedio de biogás proyectada se encuentra en el rango de 100-200 Nm³ de biogás por tonelada de RSU frescos. Finalmente, demostraron que la composición máxima de biogás depende de la calidad de los residuos.

Trabajos realizados en la UG

La Universidad de Guayaquil desarrolló un proyecto de titulación para la obtención de biogás a partir de residuos de frutas cítricas, estiércol de ganado vacuno, aguas residuales de café y RSU. Chica y Vaca (2019) elaboró una tesis de titulación en la que aborda la cinética química para la obtención de biogás a partir de desechos orgánicos (residuos de frutas no cítricas y estiércol vacuno). Emplearon biodigestores con agitación y sin agitación con 43,10 L y 3 L, respectivamente. El tiempo de residencia hidráulica de operatividad de los biodigestores fue de 24 días. El estudio cinético de la digestión anaerobia del sustrato orgánico se basó en una cinética de orden uno en la que obtuvieron valores de la constante cinética (k) entre 0,039 d⁻¹ y 0,0781 d⁻¹. Por otro lado, Alvarez Sarmiento (2016) plantearon un tema de titulación sobre la evaluación de la producción de biogás en régimen continuo y discontinuo a partir de aguas residuales de café. Los resultados principales sobre metano fueron de 0,35 m³ por cada kg de DQO removido. Emplearon un reactor discontinuo en condiciones mesófilicas de 35 °C (con valor final de 2420 mg DQO/L) con un tiempo de 8 días de fermentación. De manera similar Villacreses (2018) realizó un estudio técnico de un sistema para producir energía eléctrica a partir del biogás generado por la descomposición de la basura en la ciudad de Guayaquil. En el estudio se analizó la fracción orgánica del relleno sanitario "Las Iguanas" cuyo biogás generado posee entre 20-25 MJ/m³. En los últimos años la producción de biogás del relleno ha estado en torno 6939 Nm³/h aproximadamente, con un 50 % de metano y se prevé que puede llegar hasta 14700 Nm³/h de biogás hasta el 2022. El estudio concluye que la generación de energía eléctrica producida a partir del biogás podría reducir 1,421 % la demanda de energía eléctrica convencional, que representa 110376,00 MWh al año.

Trabajos realizados en la UDLA

En la Universidad de la América se han realizado trabajos de titulación para la producción de biogás a partir de estiércol de cerdo y ganado bovino. Así, Flores (2010) ha realizado un estudio sobre un plan piloto de biodigestores para el aprovechamiento de las heces de porcino obteniendo biogás y biofertilizantes. La construcción del biodigestor se realizó en el Valle de los Chillos empleando una temperatura de variable entre 20 y 40°C y una relación C/N empleada fue de 25:1. Los principales resultados obtenidos fueron de 70 l/d con un porcentaje de metano de 70%. En otro trabajo de titulación Macas (2018) elaboró un diseño e Implementación de un biodigestor tipo salchicha en la finca "La Maravilla" en la Provincia de Sucumbios.

Se realizó un análisis cuantitativo de la producción de estiércol en la finca para determinar la capacidad de abastecimiento de materia prima al biodigestor. Los principales hallazgos se basaron en que los biodigestores produjeron 0,6 m³/día por cada animal bovino, en los que emplearon 30 kg/día de estiércol. Finalmente, la producción de fertilizante fue alrededor de 1 l por animal.

Trabajos realizados en la UTE

En la Universidad Tecnológica Equinoccial se han realizado trabajos de titulación para la producción de biogás a partir de lodos de aguas residuales y residuos sólidos urbanos. De esta manera, Macías (2014) planteó una tesis de titulación sobre la producción de biogás a partir de aguas residuales de la a escala de laboratorio. De la investigación se registró que la producción de biogás estuvo comprendida en un rango de 456.8 cm³/250 mL de agua residual y 724,4 cm³/250 mL de agua residual. Los resultados reflejaron la efectividad de la fermentación anaerobia para la generación de biogás en este tipo de sustrato. En el análisis de temperatura y pH estuvo comprendido entre 6 y 7 durante el proceso y la temperatura fue controlada para mantenerla constante en un promedio de 30 °C durante los 30 días de experimentación. De manera similar Haro (2017) diseño de un biodigestor para el tratamiento de los desperdicios orgánicos generados en la Facultad de Hospitalidad y Servicios de la UTE. En la caracterización se obtuvo total de 9541 kg de desechos en 3 meses, los cuales un 70% fueron orgánicos y 30% orígenes inorgánicos. De los desechos de tipo orgánico, un 50% fueron de origen vegetal, un 15% de origen animal y un 35% fueron materiales biodegradables. El biodigestor se diseñó con capacidad para procesar una cantidad de 1113 kg de residuos sólidos de origen animal y vegetal en un tiempo de permanencia de 15 días a una temperatura de 42 °C. El sistema que se utilizó fue de un tipo batch de forma cilíndrica, con un régimen de alimentación discontinuo y con agitación.

Trabajos realizados en la ESPE

La Universidad de las Fuerzas Armadas desarrolló un proyecto de titulación, con el tema Obtención de biogás mediante la aplicación de un consorcio bacteriano con la microalga *Chlorella sp.* y residuos orgánicos de la hacienda El Prado (López, 2017). El estudio se ha basado en la obtención de biogás a través de un consorcio bacteriano con la microalga *Chlorella sp.* y residuos orgánicos. El proyecto se realizó durante 30 días durante los cuales se midió diariamente el volumen de biogás producido en mililitros por gramo de sólidos volátiles (mL/g SV). Los resultados revelaron que la mayor producción de biogás (319,17 ± 33,63 mL/g SV) corresponde a la dosis de consorcio bacteriano de 0,05 mg/L y al sustrato de microalga *Chlorella sp* (Figura 3).

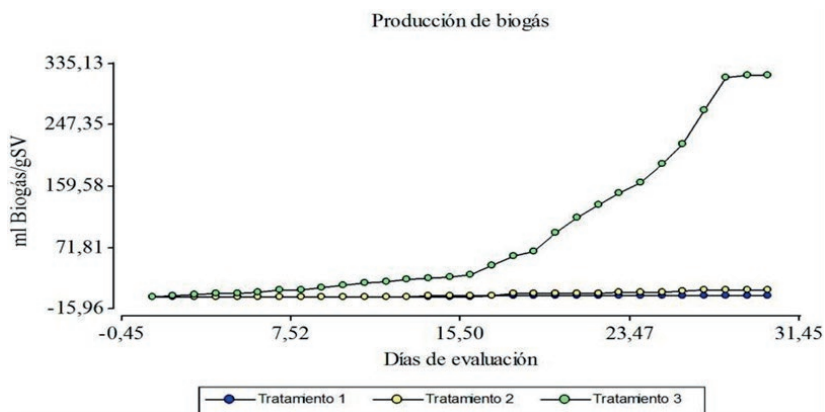


Figura 3. Promedio diario de producción de biogás para el sustrato microalga.

Fuente: (López, 2017).

6. Conclusiones

Esta contribución ha revisado brevemente no solo los estudios más recientes sobre los procesos convencionales de conversión química, biológica y termoquímica de artículos científicos, sino también los aportes de tesis de grado realizados en diversas universidades del país a partir de biomasa residual ecuatoriana. Se puede mencionar que en Ecuador no existe una investigación seria en este ámbito que permita desarrollar proyectos los cuales ayuden a disminuir el impacto que producen los combustibles fósiles. La producción de biogás y sus usos tiene mucho potencial para ser procesos ambientalmente sostenibles en el Ecuador. Sin embargo, se deben hacer esfuerzos para identificar materiales locales y más duraderos, y sostenibles con el fin de mejorar la producción de biogás y las energías renovables. No hay duda sobre el potencial de Ecuador para producir y utilizar energía a partir de residuos de biomasa. Varios estudios han demostrado que los métodos de transformación convencionales de la digestión anaerobia son viables a escala de laboratorio y podrían ser el punto de partida para escalar a plantas piloto y a escala industrial.

7. Referencias

- Aguilera, E.A.R. (2017). Generación de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia, a partir del aprovechamiento de sustratos orgánicos. *Rev. Científica FAREM-Estelí*, 60–81. <https://doi.org/10.5377/farem.v0i24.5552>
- Álvarez Sánchez, J.J., Sarmiento Bobadilla, J.L. (2016). *Evaluación de la producción de Biogás en régimen continuo y discontinuo a partir de aguas residuales de Café Instantáneo*. Bachelor's thesis, Universidad de Guayaquil, Facultad de Ingeniería Química).
- Andrade Velarde, Á.D. (2018). El residuo vinaza como una estrategia de energía sustentable para la adquisición de una planta de Biogás en la compañía Sociedad de Destilación de Alcoholes SA en el cantón Marcelino Maridueña.
- Barragán-Escandón, A., Olmedo Ruiz, J.M., Curillo Tigre, J.D., Zalamea-León, E.F. (2020). Assessment of Power Generation Using Biogas from Landfills in an Equatorial Tropical Context. *Sustainability*, 12(7), 2669. <https://doi.org/10.3390/su12072669>
- Briseño Arciniega L.A., 2017. Producción de biogás a través de la codigestión de residuos sólidos y semisólidos: hacia una planta centralizada de biogás para la generación de energía. Tesis de maestría. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C. Querétaro, (México).
- Brito, H., Magdy, E., Fausto, Y., Palmay, P., Mendoza, M., Teobaldo, P., Eyner, T., Haro, C., Paulina, R. (2016). Generación de biogas a partir de estiércol de ganado a nivel de finca en el oriente Ecuatoriano. En: XXXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 59 Congreso Internacional Agua, Sanamiento, Ambiente y Energía Renovable. Cartagena, Colombia. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25157.04327>
- Castro Fernandez, H. (2014). *Implementación de plan de manejo en vivero y establecimiento de un centro de producción, investigación y capacitación forestal, en el municipio de Chulumani*.

- Chica Mero, A.A., Vaca Chonillo, J.V. (2019). *Estudio de la cinética química para la obtención de biogás a partir de desechos orgánicos (residuos de frutas no cítricas y estiércol vacuno) para la validación del diseño y operatividad de un biodigestor didáctico anaerobio*. Doctoral dissertation, Universidad de Guayaquil, Facultad de Ingeniería Química. Recuperado de <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/39948>
- Chiriboga Novillo, O.G. (2010). *Desarrollo del Proceso de Producción de Biogás y Fertilizante Orgánico a partir de Mezclas de Desechos de Procesadoras de Frutas*. Tesis (Ingeniero Químico), Universidad San Francisco de Quito, Colegio de Ciencias e Ingeniería, El Politécnico; Quito, Ecuador, mayo 2010. Recuperado de <http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/741>
- CINERGIA, 2016. Asociación Mundial del Biogas [WWW Document]. URL <https://cenergia.org.pe/blog/asociacion-mundial-del-biogas/>
- Crespo Astudillo, D.M. (2010). Comparación de la producción de biogás a partir de la descomposición anaerobia de materia orgánica. Tesis de licenciatura. Recuperado de <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/846>
- Crespo Troya, A.A. (2019). Obtención de biogás utilizando como base el estiércol de ganado vacuno en la parroquia La Unión, cantón Babahoyo, provincia de Los Ríos. Tesis de título profesional, Universidad Técnica de Babahoyo. Recuperado de <http://dspace.utb.edu.ec/handle/49000/7264>
- Dufey, A. (2006). *Producción y comercio de biocombustibles y desarrollo sustentable: los grandes temas*. IIED.
- Flores Jaramillo, J.P. (2010). Plan piloto de biodigestores para el aprovechamiento de las heces de porcino obteniendo biogás y biofertilizantes. Tesis de pregrado. Universidad de las Américas, Quito. Recuperado de <http://dspace.udla.edu.ec/handle/33000/774>
- Gaibor-Chávez, J., Niño-Ruiz, Z., Velázquez-Martí, B., Lucio-Quintana, A. (2019). Viability of Biogas Production and Determination of Bacterial Kinetics in Anaerobic Co-digestion of Cabbage Waste and Livestock Manure. *Waste and Biomass Valorization* 10, 2129–2137. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0228-7>
- Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., Ferrer, I. (2016). Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 60, 599–614. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071>
- Garcés Sánchez, S.E. (2017). *Determinación de tipos de biomasa con potencial energético para la producción de biogás de los residuos sólidos urbanos (RSU) en la ciudad de Salcedo*. Universidad Técnica de Ambato.
- González, A.F., Jiménez, I.C., Rodríguez Susa, M., Restrepo, S., Gómez, J.M. (2008). Biocombustibles de segunda generación y Biodiesel: Una mirada a la contribución de la Universidad de los Andes. *Revista de Ingeniería*, 28, 70-82. <https://doi.org/10.16924/riua.v0i28.268>
- Guasumba-Codena, S.J., Tafur-Escanta, P.M., Tipanluisa, L., Ocaña, E., Pérez-Rosales, J.E. (2019). Producción eficiente de biogás mediante calentamiento del sustrato con energía solar térmica de baja temperatura. *Científica*, 23(1), 3-12.
- Haro Silva, H. (2017). *Diseño de un biodigestor para el tratamiento de los desperdicios orgánicos generados en la facultad de hospitalidad y servicios de la Universidad Tecnológica Equinoccial*. Universidad Tecnológica Equinoccial.

- Herrero, J.M., Cuji, P., Ramírez, V., Rodríguez, L., Domínguez, D.L., Cipriano, J., n.d. Hacia un sector de biodigestores sostenible en Ecuador: Insumos para un componente de biodigestores de PNABE.
- Jaimes-Estévez, J., Zafra, G., Martí-Herrero, J., Pelaz, G., Morán, A., Puentes, A., Gomez, C., Castro, L.D., Escalante Hernández, H. (2021). Psychrophilic Full Scale Tubular Digester Operating over Eight Years: Complete Performance Evaluation and Microbiological Population. *Energies*, 14(1):151. <https://doi.org/10.3390/en14010151>
- Kapoor, R.M., Vijay, V.K. (2013). *Evaluation of Existing Low Cost Gas Bottling Systems for Vehicles Use Adaption in Developing Economies*. New Delhi Hauz Khas 59.
- Llanos, B., Alexis, R. (2020). *La generación de energía eléctrica para el desarrollo industrial en el Ecuador a partir del uso de las energías renovables*.
- López Flores, A.M. (2017). *Obtención de biogás mediante la aplicación de un consorcio bacteriano con la microalga Chlorella sp. y residuos orgánicos de la hacienda El Prado*. Departamento de Ciencias de la Vida y de la Agricultura.
- Macas Gaona, H.D. (2018). Diseño e implementación de un biodigestor tipo salchicha en la finca La Maravilla en la provincia de Sucumbíos cantón Gonzalo Pizarro. Tesis de pregrado. Universidad de las Américas, Quito. Recuperado de <http://dspace.udla.edu.ec/handle/33000/9384>
- Macías Andrade, B.Y. (2014). Producción de biogás a partir de aguas residuales de la extractora la sexta a escala de laboratorio. UNiversidad Tecnológica Equinoccial.
- Malacatus Cobos, P.N., Martí, J., Pantoja Vásquez, C., Cartuche Cojitambo, N. (2017). Análisis comparativo del potencial de biogás obtenido de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos. *FIGEMPA Invest. y Des.* 1, 53–64. <https://doi.org/10.29166/revfig.v1i2.69>
- Martí-Herrero, J. (2019). Latin America Experiences in the Democratisation of Biodigesters. *Contrib. to Ecuador. Clim. Technol. Cent. Netw.* (CTCN)-UNFCCC. Ecuador.
- Martínez Lozano, M. (2015). Producción potencial de biogás empleando excretas de ganado porcino en el estado de Guanajuato. *Nova Scientia*, 7, 96–115. <https://doi.org/10.21640/ns.v7i15.273>
- Meneses-Quelal, O., Velázquez-Martí, B., Gaibor-Chávez, J., Niño-Ruiz, Z. (2021). Effect of the co-digestion of agricultural lignocellulosic residues with manure from South American camelids. *Biofuels, Bioprod. Biorefining*, 15(2), 525-544. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/bbb.2177>
- Meneses-Quelal, W.O., Velázquez-Martí, B., Gaibor-Chávez, J., Niño-Ruiz, Z. (2021). Biochemical potential of methane (BMP) of camelid waste and the Andean region agricultural crops. *Renew. Energy*, 168, 406–415. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.12.071>
- Meneses-Quelal, W.O., Velázquez-Martí, B., Gaibor-Chávez, J., Niño-Ruiz, Z., Ferrer-Gisbert, A. (2021). Anaerobic Co-digestion of Slaughter Residues with Agricultural Waste of Amaranth Quinoa and Wheat. *BioEnergy Res.*, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10350-9>
- Meneses Quelal, W.O., Velázquez-Martí, B., Gaibor Chávez, J., Niño Ruiz, Z., Ferrer Gisbert, A. (2021). Evaluation of methane production from the anaerobic co-digestion of manure of guinea pig with lignocellulosic Andean residues. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 29, pages 2227–2243. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15610-x>

- Merino, M.A.O., Véliz, J.J.J., Conforme, M.V.M., Gómez, A.J.Q., Cobeña, J.L.A. (2018). Producción de biogás con estiércol de cerdo a partir de un biodigestor en la Granja EMAVIMA Jipijapa–Ecuador. *Dominio las Ciencias*, 4, 709–733. <https://doi.org/10.23857/dc.v4i1.788>
- Miranda Quitiaquez, S.X. (2020). Producción de metano a partir de biomasa residual pecuaria enriquecida con desecho de cultivo de fresa (*Fragaria ananassa*). Universidad Técnica De Ambato. Recuperado de <https://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/31450>
- Molina, J., Serrano, X. (2016). Diseño y análisis técnico Económico para proyectos de centrales minihidráulicas. *IEEE Ecuador Mag. IEEE Ecuador Manta*, Ecuador 7–12.
- Morales Garzón, A.C. (2020). *Comparación de la dinámica microbiana en la digestión anaeróbica de diferentes biomásas*. Tesis (Ingeniera en Procesos Biotecnológicos), Universidad San Francisco de Quito. Recuperado de <http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/8717>
- Muñoz-Espinosa, M., Barros-Rodríguez, M., Valencia-Nuñez, R., Mera-Andrade, R., Artieda-Rojas, J., Najarro, R., Freire-Torres, M., Vega-Falcon, V., Romero-Fernandez, A. (2019). Biogas production and In vitro CH₄ from excrement of cattle, sheep, pigs and hen. *Trop. Subtrop. Agroecosystems*, 22,(3) (September - December).
- Ngoma-Presline, F., de Jesús Serrat-Díaz, M. (2011). Aspectos tecnológicos generales para la conversión a etanol de la biomasa lignocelulosa II. *Tecnol. Química*, 31, 45–56.
- Nsair, A., Onen Cinar, S., Alassali, A., Abu Qdais, H., Kuchta, K. (2020). Operational Parameters of Biogas Plants: A Review and Evaluation Study. *Energies*, 13(15), 3761. <https://doi.org/10.3390/en13153761>
- Núñez Mera, A.C. (2018). *Propuesta de plan de gestión integral de residuos sólidos para la parroquia Quitumbe, provincia Pichincha cantón Quito*.
- Oviedo-Salazar, J.L., Badii, M.H., Guillen, A., Serrato, O.L. (2015). Historia y Uso de Energías Renovables History and Use of Renewable Energies. *Daena Int. J. Good Conscienc.* 10, 1–18.
- Páez Salvador, J.C. (2016). *Diseño de un biodigestor para el manejo de residuos orgánicos producidos en el embalse Daule-Peripa*. Trabajo de grado previa a la obtención del título de Ingeniera Agrónoma. Carrera de Ingeniería Agronómica. Quito: UCE. 54 p.
- Pelaez, M., García, M., Barriga, A., Herrero, J., Andrés, M., Mayer, F., García, J. (2015). Estado de uso de la biomasa para la producción de bioenergía, biocombustibles y bioproductos en Ecuador. *Energías Renov. en el Ecuador. Situación actual, tendencias y Perspect.* 29–115.
- Poggi, F., Firmino, A., Amado, M. (2018). Planning renewable energy in rural areas: Impacts on occupation and land use. *Energy*, 155, 630–640. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.05.009>
- Poma, P., Usca, M., Polanco, M., Toulkeridis, T., Mestanza-Ramón, C. (2021). Estimation of Biogas Generated in Two Landfills in South-Central Ecuador. *Atmosphere*, 12(10), 1365. <https://doi.org/10.3390/atmos12101365>
- Ponce-Jara, M.A., Castro, M., Pelaez-Samaniego, M.R., Espinoza-Abad, J.L., Ruiz, E. (2018). Electricity sector in Ecuador: An overview of the 2007–2017 decade. *Energy Policy* 113, 513–522. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.11.036>
- Posso, F., Siguencia, J., Narváez, R. (2020). Residual biomass-based hydrogen production: Potential and possible uses in Ecuador. *Int. J. Hydrogen Energy* 45, 13717–13725. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.09.235>

- Sandoval Trávez, A.M., Santacruz Flores, F.R., Chuquer Sola, D.S., Astorga García, D. (2020). Análisis de inóculos microbianos para la optimización de la producción de biogás a partir de fangos residuales. *Rev. Alfa*, 4, 255–284. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v4i12.88>
- Santos Salazar, K.G. (2015). Biogás por digestión anaerobia termofílica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Scarlat, N., Dallemand, J.-F., Fahl, F. (2018). Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renew. Energy*, 129, 457–472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>
- Soria, R., Carvajal, P. (2013). Biogás: Una Alternativa para la Expansión de Generación Eléctrica en El Ecuador. *Rev. Técnica "energía"*, 9, 38-45. <https://doi.org/10.37116/revistaenergia.v9.n1.2013.131>
- Pinargote Chavarría, S.R., Vergara Villacís, G.A. (2019). *Diseño de un biodigestor anaeróbico para generación de biogás utilizando aguas residuales de la producción de café*. Trabajo final para la obtención del título: Ingeniero Químico Espol, FCNM Guayaquil. 112 p. Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Toala Moreira, E.E. (2014). *Diseño de un biodigestor de polietileno para la obtención de biogás a partir del estiércol de ganado en el rancho Verónica*. Tesis de licenciatura. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (Ecuador)
- Velázquez-Martí, B., Meneses, O., Gaibor, J., Niño, Z. (2018). Review of Mathematical Models for the Anaerobic Digestion Process. In *Anaerobic Digestion*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.80815>
- Velazquez-Marti, B., Pérez-Pacheco, S., Gaibor-Chávez, J., Wilcaso, P. (2016). Modeling of Production and Quality of Bioethanol Obtained from Sugarcane Fermentation Using Direct Dissolved Sugars Measurements. *Energies*, 9(5), 319.. <https://doi.org/10.3390/en9050319>
- Venegas Venegas, J.A., Raj Aryal, D., Pinto Ruíz, R., Venegas Venegas, J.A., Raj Aryal, D., Pinto Ruíz, R. (2019). Biogás, la energía renovable para el desarrollo de granjas porcícolas en el estado de Chiapas. *Análisis económico*, 34, 169–187. <https://doi.org/10.24275/uam/azc/dcsh/ae/2019v34n85/Venegas>
- Vera-Loor, J., Anchundia-Vélez, G., Sccipa-Mendoza, M. (2019). Producción de biogás mediante fermentación líquida de los residuos sólidos de piña y naranja: artículo de investigación. *Rev. Científica Multidiscip. Arbitr. Yachasun*, 3, 31–42. <https://doi.org/10.46296/yc.v3i5.0018>
- Villacreses Chiriboga, A.U. (2018). *Estudio técnico de un sistema para producir energía eléctrica a partir del biogas generado por la descomposición de la basura en la ciudad de Guayaquil*. Tesis. Recuperado a partir de <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/34598>
- Zambrano Soledispa, V. (2017). *Diseño de un biodigestor para una empresa fabricante de balanceado a partir de restos de animales*. Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Zúñiga, M.E.G., Recalde, M.F.S., Fuentes, J.A.P. (2018). La producción de biogás por degradación de abono orgánico como alternativa de energía en Ecuador. *Delos Desarrollo Local Sostenible*, 11, 18.

Producción de carbón activado a partir de residuos de cajonerías

Yerson F. Alania Trinidad, Tania Guerrero Vejarano*,
Ricardo Ochoa Cuya

Laboratorio de Transformación Química en la Facultad de Recursos Naturales Renovables de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS).

*Autor para correspondencia: tania.guerrero@unas.edu.pe

1. Introducción

En la actualidad la amazonia peruana aprovecha a gran escala los recursos forestales, los aserraderos, carpinterías y cajonerías generan cada día grandes volúmenes de residuos en el aprovechamiento primario y secundario de la madera. En la localidad de Naranjillo distrito de Luyando se generan los residuos, encontramos las cajonerías; sin embargo, es preocupante la gran cantidad de volúmenes que se generan, teniendo como consecuencia la contaminación y problemas de salud por la liberación de material particulado, actualmente son usados en los hogares como leña, votados al río o desperdiciados sin el aprovechamiento necesario generando contaminación. Se pretende dar un valor agregado a estos residuos como carbón activado, se evaluó el carbón activado de los siguientes materiales no cocidos: semilla de "shapaja" (*Attalea phalerata*) y se encontró que activados cada uno de ellos a 900°C y 30 minutos, presentan un potencial de primer orden para su uso tanto dentro de la industria azucarera como en el tratamiento de aguas (Coronado Martínez et al., 2016). Otro procedimiento por microondas, en el que se utilizó $ZnCl_2$ como agente de activación y portador de calor, se ha utilizado con éxito para preparar carbón activado a partir de madera. El proceso es simple y solo toma unos minutos. La estructura de poros y el área superficial de los materiales de carbono preparados se pueden ajustar simplemente cambiando la proporción de $ZnCl_2$ a madera y el calentamiento por microondas. (Wang et al., 2009) Fue interesante encontrar que el material compuesto obtenido todavía tenía un diámetro de poro relativamente grande de 3,1 nm, un área superficial alta de 770 m²/g con un 23% en peso de Fe_3O_4 revestido y una magnetización de saturación (Ms) de 2,78 emu/g. (Yang et al., 2008). El carbón activado con salvado de arroz presentó una superficie BET de 652 m²g⁻¹ y un volumen de poros de 0,137 cm³g⁻¹,

con predominio de mesoporos (ca. 55%). Estos resultados experimentales indicaron el uso potencial del salvado de arroz como precursor en el proceso de preparación de carbón activado, representando así un material económicamente prometedor. (Suzuki et al., 2007) El carbón activado de cáscara de palma activado con carbonato de potasio (K_2CO_3) mostro como resultados en todos los casos, que al aumentar la temperatura de carbonización y la relación de impregnación, el rendimiento disminuyó, mientras que la adsorción de CO_2 aumentó progresivamente. El área de superficie específica del carbón activado fue de un máximo de aproximadamente $1170 \text{ m}^2/\text{g}$ a 800°C con una duración de activación de 2 h y con una relación de impregnación de 1,0 (Adinata et al., 2007). La cáscara de yuca se utilizó como precursor para carbón activado con hidróxido de potasio en diferentes proporciones, se carbonizo a $450\text{--}750^\circ\text{C}$ durante 1–3 h. Los resultados revelaron una superficie máxima y volumen de poros con una relación de impregnación de 5:2 y una temperatura de carbonización de 750°C . (Sudaryanto et al., 2006). El carbón activado de desecho del procesamiento del algodón (*Gossypium malvaceae*) se activó con ácido clorhídrico al 5% y $500\text{--}800^\circ\text{C}$, dio como resultado una disminución del contenido de cenizas de 3 a 10 veces por chorro de agua, mostró una alta capacidad de adsorción para yodo, cloro y dióxido de azufre (Sartova et al., 2019).

Aunque hay muchos estudios en la literatura relacionados con la preparación y caracterización de carbón activado a partir de desechos como se mencionó anteriormente, no hay información para la preparación del carbón activado utilizando de residuos de maderas blandas de rápido crecimiento, usando KOH. como agente activador químico. El presente trabajo busca dar el valor agregado a estos residuos sometiéndolos a una transformación química para la obtención de carbón activado, el cual tiene muchos usos como por ejemplo purificar el agua y otros contaminantes, se obtuvo carbón activado a partir de residuos de cajonerías que son básicamente maderas blandas, cuyo objetivo fue determinar el porcentaje de absorción colorante azul de metileno por el carbón activado obtenido.

2. Materiales y Métodos

2.1 Lugar de ejecución

El presente trabajo de investigación se realizó en el laboratorio de Fitoquímica Forestal, Facultad de Recursos Naturales de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS), Distrito de Rupa Rupa, Provincia de Leoncio Prado, Región de Huánuco. De acuerdo a la clasificación de zonas de vida o formaciones vegetales del mundo y el diagrama bioclimático de Leslie R. Holdridge, la zona de Tingo María está ubicada, en la formación vegetal de bosque muy húmedo Pre montano Tropical (bmh-PT) según Javier Vidal Pulgar Tingo María pertenece a la selva alta. La temperatura siendo la media anual de 25°C . La precipitación promedio anual es de 3300 mm, teniendo mayores precipitaciones entre los meses de octubre a abril y alcanza un máximo extremo en el mes de enero con un promedio mensual de 483,6 mm.

2.2 Metodología

2.2.1 Obtención del carbón a partir de los residuos de cajonerías

Se recolectó los residuos de aserrín de las cajonerías en localidad de Naranjillo en el Distrito de Luyando, posteriormente los residuos fueron secados a temperatura ambiente no sin antes tamizar con malla 50 micras. Finalmente, se realizó los siguientes análisis físicos:

- a. *Determinación de contenido de humedad:* de los residuos Se utilizó el sistema montado en la NTP 251.010, que incluye el pesaje de las muestras (*pha*), su secado en la estufa regulada a $103\pm 2^{\circ}\text{C}$ hasta un peso constante y la determinación del peso seco (*psa*). El porcentaje de humedad se determinó mediante el siguiente sistema:

$$Ch = \left[\frac{pha - psa}{pha} \right] * 100 \quad (1)$$

Donde:

- *Ch:* contenido de humedad del residuo (%).
 - *pha:* peso húmedo del residuo (g).
 - *psa:* peso seco del residuo (g).
- b. *Determinación del porcentaje de cenizas:* Se pesaron 5 gramos de serrín y otros 5 gramos para determinar *k* (fracción de masa seca), en el interior de un crisol de porcelana bien seco y frío, luego se colocó el crisol en la mufla a una temperatura de 500°C durante un período de 5 horas, hasta su total incineración, se verificó el tono blanquecino de la ceniza. Las cenizas se retiraron, se situó dentro del desecador y se dejó enfriar durante 30 minutos. Se pesaron las cenizas de cada muestra. El contenido de cenizas se determinó de acuerdo con la norma ASTM D-1762, utilizando la siguiente ecuación:

$$C = \left[\frac{pc}{(pha * k)} \right] * 100 \quad (2)$$

Donde:

- *C:* contenido de cenizas (%).
 - *pc:* masa de cenizas (g).
 - *pha:* masa húmeda (g).
 - *k:* fracción de masa seca.
- c. *Proceso de pirólisis de residuos de cajonerías:* Se pesó 10 g de aserrín en el tubo de ensayo luego se tapó con el tapón, y se calentó con el mechero bunsen por la parte exterior del tubo a una temperatura de 400°C por un periodo de tiempo de

20 minutos hasta la formación del carbón y la liberación de gases combustibles y alquitrán, este proceso se repitió dos veces con la finalidad de obtener 20 g de carbón vegetal. (Figura 1).

El rendimiento de carbón (R), se determinó mediante la siguiente fórmula.

$$R = \left[\frac{pc}{ps * k} \right] * 100 \quad (3)$$

Donde:

- *R*: rendimiento de carbón (%).
- *pc*: peso seco de carbón (g).
- *ps*: peso seco de materia prima (g).
- *k*: fracción de masa seca.



Figura 1. Obtención de carbón, mediante pirólisis.

2.2.2 Activación del carbón, con el uso de KOH

Se pesó 1g de carbón para todos los tratamientos, así mismo se preparó la solución de hidróxido de potasio con agua destilada teniendo en cuenta las siguientes concentraciones: (0,0184; 0,0264; 0,0344; 0,0424 y 0,0504 mg/ml de KOH por gramo de carbón, una vez mezclado el carbón con la solución de KOH en el vaso precipitado se agitó en el agitador magnético durante 2 horas, luego se activó en la mufla en las siguientes condiciones:

60 minutos a 300°C, 45 minutos a 400°C y 30 minutos a 500°C. Finalmente se lavó con agua destilada para remover residuos de hidróxido de potasio y otros durante la activación. (Figura 2).



Figura 2. Activación del carbón con hidróxido de potasio.

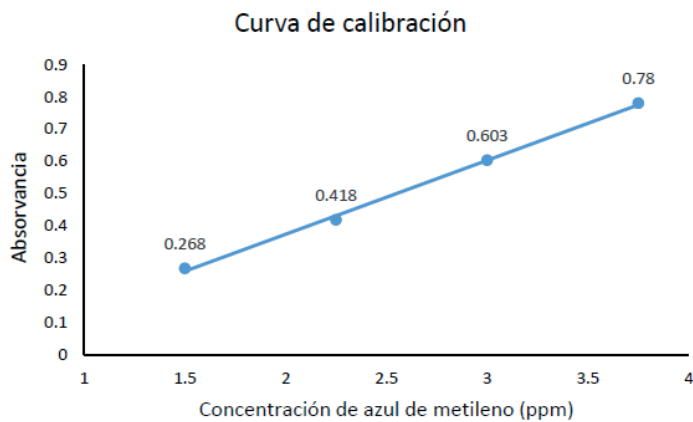


Figura 3. Curva de calibración para determinar la adsorción del carbón activado.

2.2.3 Determinación de absorción de azul de metileno por espectrofotometría

Para la absorción del colorante de azul de metileno; se pesó 0,3000 g de carbón activado en un sorbete para todos los tratamientos, se colocó en un soporte universal,

paralelamente a ello se preparó una solución de azul de metileno a 0,0375 mg/ml, de ello se usó 10 ml por tratamiento, el filtrado obtenido se recolectó en vaso de precipitación para la lectura respectiva en espectrofotometría de ultravioleta - visible. (Figura 4).

Curva de calibración: Para determinar la curva de calibración se preparó cuatro estándares con las siguientes concentraciones: 1,5 ppm; 2,25 ppm; 3 ppm y 3,75 ppm. Los cuales se leyeron en el espectrofotómetro UV-VIS a 664 nm. (Figura 3)

Cálculo de porcentaje de absorción de carbón activado: Para determinar el porcentaje de absorción del carbón activado se utilizó una solución de azul de metileno, como ya se describió anteriormente, y se determinó la remoción del colorante utilizando la curva de calibración, los resultados fueron evaluados con la siguiente ecuación:

$$A = \left[\frac{ci - cf}{ci} \right] * 100 \quad (4)$$

Donde:

- *A:* absorción (%).
- *ci:* concentración inicial.
- *cf:* concentración final.



Figura 3. Determinación de adsorción de azul de metileno en el carbón activado.

2.2.4 Diseño de la investigación

En el presente diseño de la investigación se evaluaron las siguientes variables:

Variable a evaluar

Variables independientes:

Variable 1: Tiempo (45 minutos)+factor (A).

- Variable 2: Temperatura (300°C, 400°C y 500°C)factor (B).
- Variable 3: concentración de KOH (mg/ml) /carbón (1 g): (0,0184:1; 0,0264:1; 0,0344:1; 0,0424:1 y 0,0504:1) factor (C).

VARIABLES DEPENDIENTES:

- Porcentaje de absorción del azul de metileno por el carbón activado.

3. Resultados y Discusiones

3.1 Obtención del carbón a partir de los residuos de cajonerías

Tabla 1. Características fisicoquímicas del carbón obtenido a partir de los residuos de las cajonerías.

Parámetro	Porcentaje (%)
Contenido de humedad	28.49
Contenido de Cenizas	10.92
Rendimiento de carbón	35.08

Fuente: elaboración propia.

El contenido de humedad del carbón de residuos de cajonerías, fue de 28,49%, el porcentaje de ceniza del carbón activado con hidróxido de potasio fue 10,92% y 35,05% de rendimiento de carbón (Tabla 1), Sin embargo. Las semillas de "shapaja" (*Attalea phalerata*) como precursor de carbón activado presentaron 4,7% de contenido de humedad, 3,7% de contenido de cenizas y 35,8% de rendimiento de carbón (Coronado Martínez et al., 2016), empleando como agente activante aire, los residuos se usaron con la finalidad de encontrar la condición óptimas de activación del carbón. La caracterización fisicoquímica de la vaina de *Delonix regia* mostró como resultado 11% de humedad y 2,8% de cenizas. En otros trabajos similares (Chavez et al., 2017), encontró un rendimiento de la madera de (*Acacia macracantha*) "Huarango" de (33.8%) a comparación de la madera de otras especies, tales como las de Quinilla, Shihuahuaco y Capirona estudiadas, con rendimientos de 17.9%, 15.6% y 26.8% respectivamente. Así mismo (Suarez, 2018), encontró rendimiento del carbón a partir de cascara de (*Cocos nucifera*) "coco" ecuatoriano y peruano fue de 47% y 51%. Estos resultados se encuentran dentro de lo reportado cuando se trabaja con materiales lignocelulósicos. El rendimiento de carbón se ve influenciado por muchos factores como, las condiciones del proceso de pirólisis, en una pirólisis lenta habrá más rendimiento de carbón que en una pirólisis rápida, otro factor las características fisicoquímicas de la especie y finalmente la información genética de la especie. Se encontró mayor diferencia fue contenido de humedad teniendo en cuenta que son diferentes precursores y así mismo las condiciones de análisis (humedad relativa, tiempo y temperatura). El contenido de cenizas básicamente está influenciado por las condiciones de operación del proceso de carbonización y/o pirólisis porque depende de ello la cantidad de materia orgánica que pueda ser volatilizada por combustión.

3.2 Determinación de porcentaje de adsorción de azul de metileno por el carbón activado

Tabla 2. Porcentaje de adsorción del colorante de azul de metileno.

T(°C)	Trat.	ci. (ppm)	cf (ppm)	A (%)
300	1	37,5	0,9808	97,38
	2	37,5	0,9241	97,54
	3	37,5	0,9459	97,48
	4	37,5	0,9328	97,51
	5	37,5	0,8588	97,71
400	1	37,5	0,7498	98,00
	2	37,5	0,8065	97,85
	3	37,5	0,8544	97,72
	4	37,5	0,8326	97,78
	5	37,5	0,8413	97,76
500	1	37,5	0,9198	97,55
	2	37,5	0,9503	97,47
	3	37,5	0,9241	97,54
	4	37,5	1,0549	97,19
	5	37,5	0,898	97,61

T: temperatura; Trat.: tratamientos, ci: concentración inicial, AAcf, concentración final; A: adsorción.

Según los resultados obtenidos (Tabla 2), el tratamiento 1 (T1) presentó un mayor porcentaje de adsorción de 98% a una temperatura de 400°C, seguidamente el T2 con una adsorción de 97,85% a una temperatura de 400°C, y por el último el T4 de la misma temperatura con 97,78% de adsorción según estos valores obtenidos constatamos que la adsorción es muy eficiente, a diferencia (Rosas, 2012), demostró que PZM y GAT, RMS presentó una sencilla manera sigmoideal, es cascar, a agrupaciones El contenido de cenizas básicamente está influenciado por las condiciones de operación del proceso de carbonización y/o pirólisis porque depende de ello la cantidad de materia orgánica se volatiliza. mínimos coexistieron derivados con mínimas relaciones de remoción de AM (68-75, a 25, 35 y 45°C, respectivamente, y Co = 100 mg L-1).

Los resultados reportados por (Aguire, 2017), indica que, en soluciones acuosas con un tiempo de agitación de 75 a 120 minutos, removiendo el 98,7 % Pb (II) y el 70,3%. Por otro lado (Aguire, 2017), establecieron un tiempo de equilibrio de 120 minutos, obteniendo remociones superiores al 98,7%. Sin embargo (Rojas, 2017), demostró que el carbón activado de cáscara de nogal reduce metales de Manganeso y Hierro, el tratamiento 3 con 180 g y 120 min reduce un 50,01% de Mn y 55,83% de Fe, siendo el más efectivo. En estudios similares (Carillo, 2013), demostró que la adsorción óptima se muestra con la adsorción de 210 mg/g de azul de metileno, además (Serrano, 2019), indica que el resultado mejor para

adsorber Hg (37%) y Pb (26%), en cambio el obtenido en presencia de aire, pero cubierta la muestra con sílice, fue el mejor para adsorber Cr (37%). 8; 59,7; 63,6 y 61,4; 71,1% a 25, 35 y 45°C respectivamente, y Co = 5-40 mg L⁻¹) que a concentraciones sigla medias (76,4, 71,6 y 71,7%). Así mismo se demostró que la condición óptima del carbón activado fue a una temperatura de 400°C con diferentes proporciones de hidróxido de potasio tales como a (0,46 g; 0,66 g y 1,06 g) con un gramos constante de carbón, de estas evaluaciones se obtuvo el porcentaje de adsorción más alto con 98%, 97,85% y 97,72% sucesivamente logrando un mejor remoción de azul de metileno por un periodo de tiempo de combustión de 45 minutos, este proceso se repitió para cada temperatura de incineración, seguidamente mencionamos que a los 300° con las mismas concentraciones del compuesto químico no se logró obtener las condiciones óptimas de activación detallando que la mayor absorción fue de 97,71% con una concentración de (1,26 g de KOH) por un gramo de carbón con tiempo de activación de una hora y finalmente a una temperatura de 500° también se repitió el mismo proceso con las concentraciones menciona en el anterior, logrando tener el valor de remoción de azul de metileno de 97,76% con una concentración de (0,46 g de KOH) y un gramo de carbón.

En otros trabajos similares (Bastidas *et al.*, 2010), demostró que, el carbón activado obtenido del endocarpio de coco, alcanzó la mayor área superficial BET de 1200 m²/g, y adsorbió la mayor cantidad de fenol. Sim embargo (Valenzuela, A. Torres, J. 2020), afirma que los carbones activados obtenido de cáscara de nuez, se determinó el tiempo de equilibrio y la capacidad máxima de remoción del CACN para los colorantes A5 y R40 en medio destilado (MD), y del sistema bicomponente (A5-R40) en medio iónico (MI) y destilado, la remoción máxima de colorantes en los sistemas CACN-MD/ A5 y R40 fue de 95%. Otros autores demostraron que una temperatura de 450°C la mejor adsorción fue mostrada por el carbón activado durante un periodo de 60 minutos, con un 99,529% de adsorción, a esta temperatura también se observa que la activación por 30 minutos fue del 88,758%, usando precursores de residuos de *Gypsophila elegans* (Ilusión) (Zevallos, 2018).

4. CONCLUSIONES

- El carbón a partir de residuos de cajonerías de *Guazuma crinita*, "Bolaina blanca" presenta un rendimiento de 35,08%; contenido de humedad 28,49%, contenido de cenizas 10,92%.
- La activación del carbón con el hidróxido de potasio a diferentes temperaturas de activación a 300°C con un promedio de 0,088g/cm³, a 400°C con un promedio 0,0875 g/cm³ y finalmente a 500°C con un promedio de 0,0776 g/cm³, respectivamente.
- Los tratamientos que presentaron mayor remoción del colorante fueron el T1 a 400°C con 98% absorción seguido del T2 con 97,85% de absorción, y por el ultimo el T4 con 97,78% de absorción.

5. REFERENCIAS

- Adinata, D., Wan Daud, W.M.A., & Aroua, M.K. (2007). Preparation and characterization of activated carbon from palm shell by chemical activation with K_2CO_3 . *Bioresource Technology*, 98(1), 145–149. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.006>
- Aguirre, N. (2017). *Adsorción de metales pesados (pb y as) con carbón activado a partir de semillas de eucalipto (Eucalyptus globulus) Puno*. [Tesis pregrado, Universidad Nacional Del Altiplano Puno]. Repositorio Institucional UNAP. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/739>
- Bastidas, M., Buelvas, L. M., Márquez, M. I., Rodríguez, K. (2010). *Activated carbon production from carbonaceous precursors of the Department of Cesar, Colombia. Información Tecnológica de Colombia*, 21(3), 87–96. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642010000300010>
- Carrillo Quijano, C. (2013). Producción de carbón activado y sílice a partir de cascarilla de arroz - una revisión. *Ciencia y técnica*, 18(2).
- Coronado Martínez, M.D.C., Cueva-Gálvez, G.E., Gonzáles Mora, H.E., Carrasco Pérez, P. (2016). Obtención de carbón activado del endocarpio de shapaja (*Attalea phalerata*) procedente de la región San Martín, empleando un método físico. *Revista Forestal Del Perú*, 31(2), 90. <https://doi.org/10.21704/rfp.v31i2.1030>
- Rojas Sacatuma, J. (2017). *Facultad de Ingeniería y Arquitectura*. Tesis pregrado, Universidad Andina del Cusco. Repositorio Institucional UAC <http://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/47102/G>
- Rosas, J.M. (2012). *Aplicación de residuos agrícolas para el tratamiento de agua contaminada con colorantes*. Universidad Autónoma de Nuevo León. 1036–1037
- Sartova, K., Omurzak, E., Kambarova, G., Dzhumaev, I., Borkoev, B., Abdullaeva, Z. (2019). Activated carbon obtained from the cotton processing wastes. *Diamond and Related Materials*, 91(November 2018), 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.diamond.2018.11.011>
- Serrano Guerrero, D.J. (2019). Síntesis de carbón activado a partir del endocarpio de *Cocos nucifera* y su aplicación en la adsorción de algunos metales pesados. Universidad Central del Ecuador.
- Sudaryanto, Y., Hartono, S.B., Irawaty, W., Hindarso, H., Ismadji, S. (2006). High surface area activated carbon prepared from cassava peel by chemical activation. *Bioresource Technology*, 97(5), 734–739. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.029>
- Suzuki, R.M., Andrade, A.D., Sousa, J.C., Rollemberg, M.C. (2007). Preparation and characterization of activated carbon from rice bran. *Bioresource Technology*, 98(10), 1985–1991. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.08.001>
- Valenzuela Padilla, A.A., Torres Pérez, J. (2020). Remoción de colorantes azóicos (A5 y R40) con carbón activado de cáscara de nuez. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 21(3), 1–11. <https://doi.org/10.22201/fi.25940732e.2020.21.3.027>
- Wang, T., Tan, S., Liang, C. (2009). Preparation and characterization of activated carbon from wood via microwave-induced $ZnCl_2$ activation. *Carbon*, 47(7), 1880–1883. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2009.03.035>

- Yang, N., Zhu, S., Zhang, D., Xu, S. (2008). Synthesis and properties of magnetic Fe₃O₄-activated carbon nanocomposite particles for dye removal. *Materials Letters*, 62(4–5), 645–647. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2007.06.049>
- Zevallos, A.C. (2018). Obtención de carbón activado a partir de residuos orgánicos de *Gypsophila elegans* (Ilusión) del distrito de Cayma y su evaluación como adsorbente de plomo (II) en solución acuosa. Universidad Nacional de san Agustín. Arequipa – Perú.

Gasificación de orujo graso seco: un ejemplo de bioeconomía en el sector oleícola español

José Antonio La Cal Herrera

Socio Fundador de BIOLIZA, Spin Off de la Universidad de Jaén (www.bioliza.es).

Profesor Asociado Universidad de Jaén.

*Autor para correspondencia: direccion@bioliza.es

1. Introducción. Las Bioindustrias

Determinadas industrias, como por ejemplo las del sector oleícola, están llamadas a transformarse en los próximos años aprovechando el “boom” de la bioeconomía y de la economía circular. Las razones son varias:

- a. De tipo medioambiental, por la reducción de emisiones de CO₂ que puedan conseguir en sus procesos productivos y por la mejora en la gestión de sus residuos/subproductos.
- b. De tipo económico, puesto que han de optimizar sus costes y generar nuevos ingresos que contribuyan a diversificar su actividad productiva.
- c. De imagen y de marketing, puesto que les interesa encontrar otro tipo de clientes más interesados por lo “verde”.

A lo anterior hay que añadir la cada vez mayor presión normativa en favor de la sostenibilidad. Luego han de transitar hacia un nuevo concepto que es el de “bioindustrias”, en las que además de su actividad principal (producción de aceite de oliva o de orujo en el caso de las industrias del sector oleícola) generen otras a partir de sus subproductos/residuos, que les permitan obtener determinados “*bioproductos*” orientados hacia nuevos mercados; y, *energía de origen renovable*, para su propio consumo, tanto térmica como eléctrica.

En el caso concreto del sector oleícola, la bioeconomía supone un enorme reto y una gran oportunidad de iniciar este proceso de transformación aprovechando todos los apoyos y los recursos que se pueden poner en juego, tanto desde la iniciativa pública como de la privada, contribuyendo así a un nuevo modelo productivo más renovable y menos dependiente de fuentes de origen fósil. También más independiente y diversificado y, por supuesto, en un marco de rentabilidad económica empresarial, como no puede ser de otra forma.

A continuación, se pueden apreciar sendas fotos de una almazara y de una extractora de aceite de orujo, las dos principales industrias del sector oleícola español.



Figura 1. Patio de almazara. Fuente: La Cal Herrera, J.A.



Figura 2. Vista parcial orujera. Fuente: La Cal Herrera, J.A.

2. Principales subproductos generados por las industrias del sector oleícola

Las industrias del sector, almazaras y orujeras principalmente, generan gran cantidad de subproductos susceptibles de ser valorizados para generar valor añadido para el propio sector, tal y como se muestra en la gráfica adjunta.

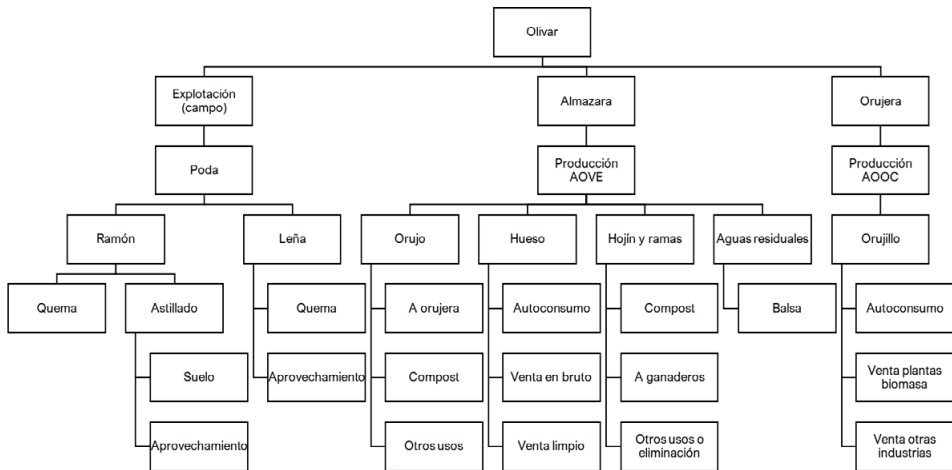


Figura 3. Principales subproductos generados por las industrias del sector oleícola y sus destinos habituales.

Fuente: José A. La Cal.

De todos los subproductos, el hueso de almazara y el orujillo de orujera son los más valorizados, ambos utilizados como biocombustibles sólidos para fines energéticos. El resto (restos de podas, orujo y aguas residuales) son susceptibles de ser mejorados desde el punto de vista de su potencial aprovechamiento, sea para el fin que sea: energético, industrial, culinario, agrícola, etc.

A continuación, se pueden observar dos imágenes, la primera corresponde a una central de biomasa en la que se puede apreciar el orujillo almacenado en el parque. La segunda, es hueso de aceituna limpio y seco almacenado para su comercialización como biocombustible sólido de calidad. En la tercera se puede apreciar un montón de restos de poda de olivar astillados en una central de generación de energía eléctrica con biomasa.



Figura 4. Orujillo en planta de biomasa.
Fuente: La Cal Herrera, J.A.



Figura 5. Hueso de aceituna tratado.
Fuente: José A. La Cal.



Figura 6. Astilla de restos de poda de olivar en planta de biomasa.

Fuente: La Cal Herrera, J.A.

3. El problema del orujo

La gestión del orujo por parte de las almazaras es relativamente sencilla hasta la fecha, puesto que lo único que hacen es “negociar” con las orujeras el tema del precio que les van a pagar por su envío hasta las mismas, el cual va a depender de factores como los siguientes:

- Campaña.
- Contenido graso y en hueso.
- Distancia almazara-extractora.

El transporte, normalmente, corre por cargo de la almazara, si bien en algunas ocasiones es soportado, total o parcialmente, por la orujera, aunque no es lo habitual.

Por otra parte, además del económico, surge el problema logístico debido a su elevada humedad (por encima del 70% en muchos casos), lo que obliga a transportarlo en camiones especiales y a incrementar la capacidad de almacenamiento de las balsas; así como su compleja composición química, puesto que ahora todos los compuestos que contenía el alpechín (fracción líquida de la centrifugación en 3 fases) están contenidos en el orujo, lo que dificulta su tratamiento posterior (secado y extracción química).

En la imagen se puede apreciar una balsa de orujo empezando a llenarse, es decir, a principios de campaña allá por el mes de octubre.



Figura 7. Balsa de almacenamiento de orujo graso con capacidad para 60 Mkg.

Fuente: La Cal Herrera, J.A.

A lo anterior hay que añadir que la almazara extrae el hueso del orujo (1,5 % del contenido en hueso aproximadamente) y que somete al orujo a uno o más procesos de centrifugación posterior, lo que se conoce en el argot oleícola como “repasso”, de manera que su contenido graso final es bajo, del orden del 2,5-3,0% sobre húmedo, de media.

Por último, hay que hacer mención a las emisiones de CO₂ asociadas al transporte del orujo desde las almazaras hasta las extractoras durante los meses de campaña, desde finales de octubre, primeros de noviembre (cada vez se adelanta más la campaña en pro de la calidad del aceite) hasta finales de marzo-abril.

Todo lo anterior complica y encarece la gestión de este subproducto, lo que obliga a buscar alternativas para optimizar su gestión, bien en las almazaras, bien en las orujeras.

Estas posibles soluciones se pueden agrupar en dos bloques:

- a. Sin secado previo. En este caso, la solución más adoptada por ahora es el compostaje, mezclado con otros sustratos como estiércol de ganado y restos vegetales, normalmente procedentes de la propia poda del olivo (ramas finas astilladas). También podría ser otra opción la digestión anaeróbica para la producción de biogás, si bien no es una alternativa que parezca, a priori, viable desde el punto de vista técnico, aunque hay algunos proyectos que se están estudiando.
- b. Con secado, bien natural (al sol), bien forzado mediante secaderos rotativos, que es el sistema más ampliamente implantado en el sector. En este caso se presentan varias opciones termoquímicas como la pirólisis, para la obtención de biochar, la gasificación para la producción de syngas y la generación de energía térmica y/o eléctrica, o la combustión en plantas de biomasa como las existentes o bien aplicaciones térmicas en sectores industriales, como por ejemplo cementeras.



Figura 8. Orujo graso secado al sol.

Fuente: La Cal Herrera, J.A.



Figura 9. Secadero rotativo tipo tromel.

Fuente: La Cal Herrera, J.A.

4. Una posible solución para su valorización: la gasificación

Una alternativa para valorizar el orujo graso y húmedo generado por las almazaras es su gasificación para la obtención de un bio syngas, que es uno de los gases renovables junto con el biometano y el H₂ verde, para la generación de energía tanto eléctrica como térmica (cogeneración).

En este caso, el orujo, una vez depositado en las balsas de almacenamiento, es sometido a los siguientes procesos previos:

- Deshuesado, para extraer parte del "hueso" que aún contiene y que será comercializado, una vez tratado, como biocombustible sólido.
- Centrifugado, lo que también se conoce como "repasso", a partir del cual se obtiene "aceite de orujo crudo".
- Secado, para reducir su humedad hasta valores por debajo del 20% y obtener un producto apto para la gasificación, en este caso tipo "downdraft" o de corrientes paralelas.
- Peletizado, para optimizar el proceso de gasificación.

En la imagen siguiente se puede observar la materia prima que se introduce en el gasificador.



Figura 10. Orujo graso seco peletizado.

Fuente: La Cal Herrera, J.A.

Este proyecto ha sido implementado en la empresa Aceites Guadalentín, S.L. en Pozo Alcón, provincia de Jaén, generando 1 MWe para autoconsumo en la propia industria y 1,4 MWt para usos térmicos (agua caliente para el proceso de repaso y energía térmica para secado de hueso y/o de orujo, o para procesos de evaporación de aguas residuales).

La tecnología seleccionada para la gasificación ha sido la denominada "downdraft" o de corrientes paralelas por las ventajas que conlleva en cuanto a escala y características del syngas, desde el punto de vista de contenido en alquitranes.

A continuación, se muestran algunas imágenes de la planta industrial montada en las instalaciones de la empresa Aceites Guadalentín, S.L. en el municipio de Pozo Alcón, provincia de Jaén.



Figura 11. Instalación de gasificación de orujo graso seco.
Fuente: La Cal Herrera, J.A.

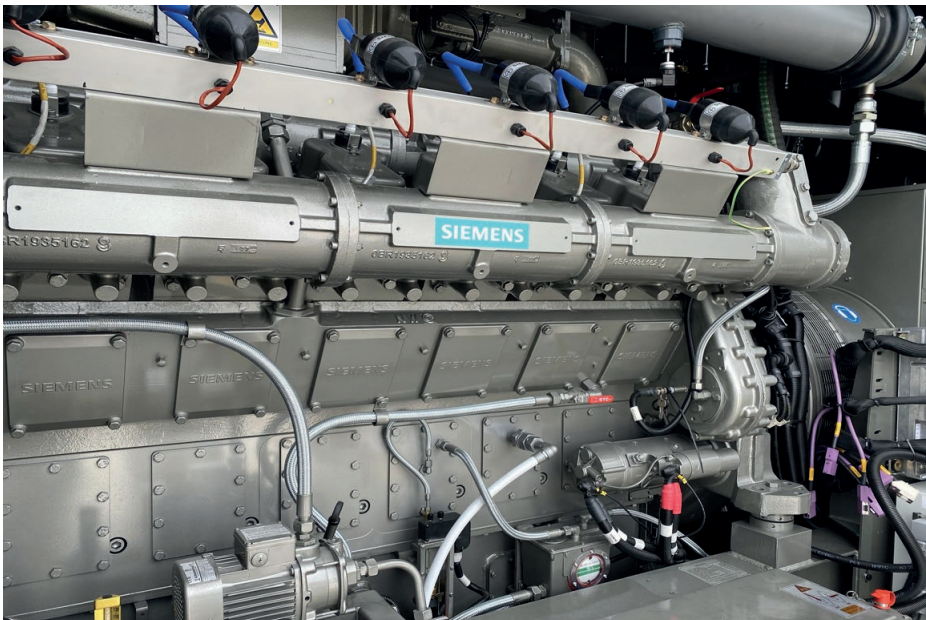


Figura 12. Grupo moto-generador instalado en Aceites Guadalentín, S.L.
Fuente: La Cal Herrera, J.A.

5. Conclusiones

La gasificación es una tecnología competitiva que permite valorizar un subproducto como es el orujo grasoso generado por el sector oleícola, de una forma sostenible, permitiendo obtener energía 100% renovable y un co-producto de alto valor añadido denominado "biochar", el cual, entre otros usos, puede ser usado como fertilizante, por sus excelentes propiedades físicas, además de por su papel como fijador de CO₂.



Evaluación de calidad de biochar producido a partir de residuos verdes de parques y jardines de la UNALM

Rosario Natividad Palacios Hugo¹, José Luis Calle Maraví²,
Mary Flor Césare Coral¹

¹Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Ciencias, Lima, Perú.

²Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Ingeniería Agrícola, Lima, Perú.

Correspondencia: 20131065@lamolina.edu.pe

1. Introducción

El biochar, es uno de los productos de la pirólisis, el cual es un producto enriquecido de carbono orgánico. Por sus propiedades químicas es usado como enmienda para mejorar las propiedades físicas del suelo y fija carbono orgánico. Además, el biochar es utilizado como una alternativa de manejo de residuos agroforestales por su alta proporción de biomasa lignocelulósica.

Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo es evaluar la calidad del biochar producido a partir de residuos agroforestales, en base a las características establecida por el IBI; además se evaluará la estabilidad del mismo.

2. Metodología

La materia prima fue recolectada de los parques y jardines del campus de la UNALM. Se seleccionarán 5 especies de mayor abundancia en el campus, las cuales son: *Grevillea robusta* (Grevilea), *Schinus molle* (Molle serrano), *Casuarina cunninghamiana* (Casuarina), *Ficus benjamina* (Ficus) y *Eucalyptus* spp. (Eucalipto).

La pirólisis se realizó en la planta Piloto de Biochar del Centro Modelo de Tratamiento de los Residuos Sólidos (CEMTRAR), dicho proceso se realizó con las cinco especies recolectadas por separado y a dos temperatura de 300°C y 500°C.

Tabla 1. Metodología de evaluación de calidad de biochar.

Análisis	Condiciones generales	Norma /método	Equipo
C H N	Técnica de combustión con O ₂ puro a una temperatura de 1 050 °C, método Dumas.	ASTM D5373/Mét. A	Analizador Elemental LECO CHN628
C _{org}	Resta de C de análisis elemental y C inorgánico	--	--
pH	Análisis de pH con dilución de 1:20 de biochar en agua destilada.	--	pHmetro

3. Resultados

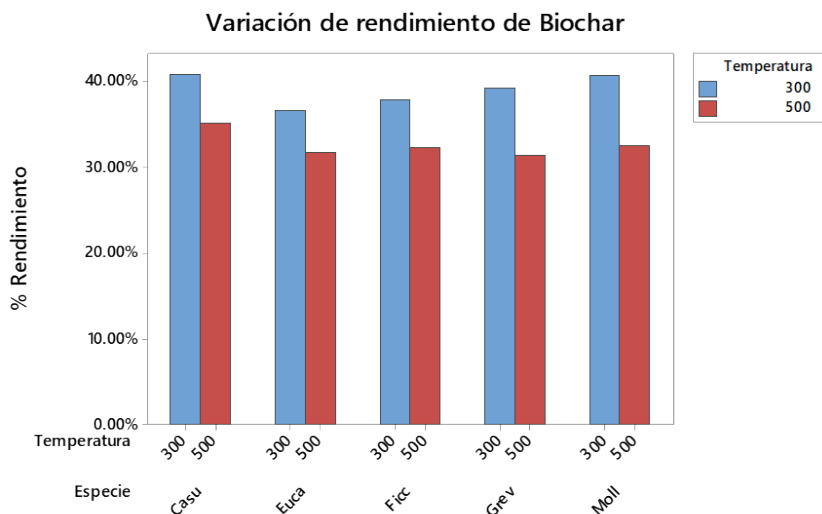


Figura 1. La variación de rendimiento de pirolisis depende de la materia prima así como la temperatura de pirolisis; a mayor temperatura se obtendrá un menor rendimiento porcentual.

Interacción de factores en Relación H:Corg Promedio

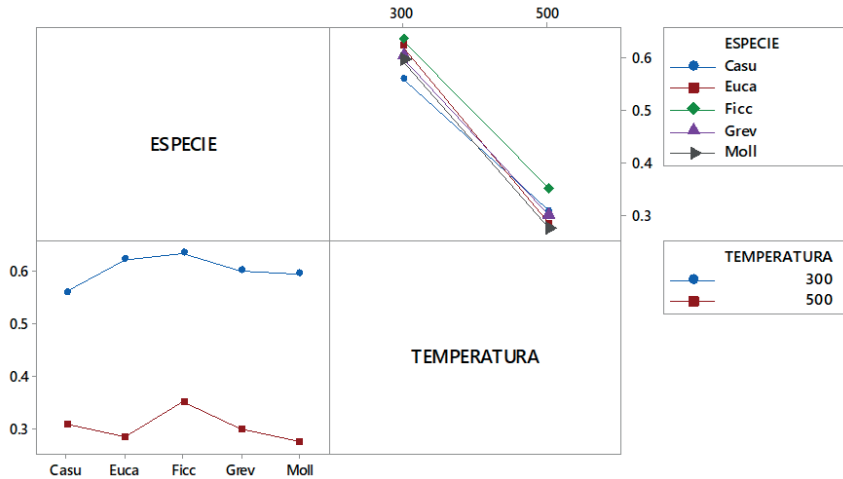


Figura 2. El carbono fijo tiene una relación con la estabilidad del carbono, es decir a mayor temperatura la variación de la estructura permite fijar el carbono orgánico y elimina los enlaces C:H, por lo cual este disminuye a medida que se incrementa la temperatura de pirólisis.

Interacción de Especie y Temperatura en Carbono orgánico (%) Promedio

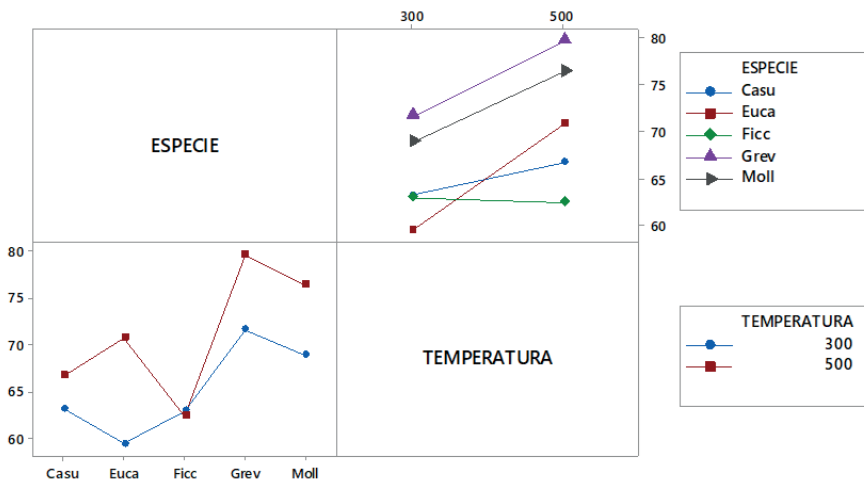


Figura 3. La variación de carbono orgánico con el proceso de pirólisis se da por el proceso de pirólisis y las temperaturas a la que es sometida; dado que la volatilización de otros compuestos permite fijar el carbono orgánico, generando una estructura más resistente.

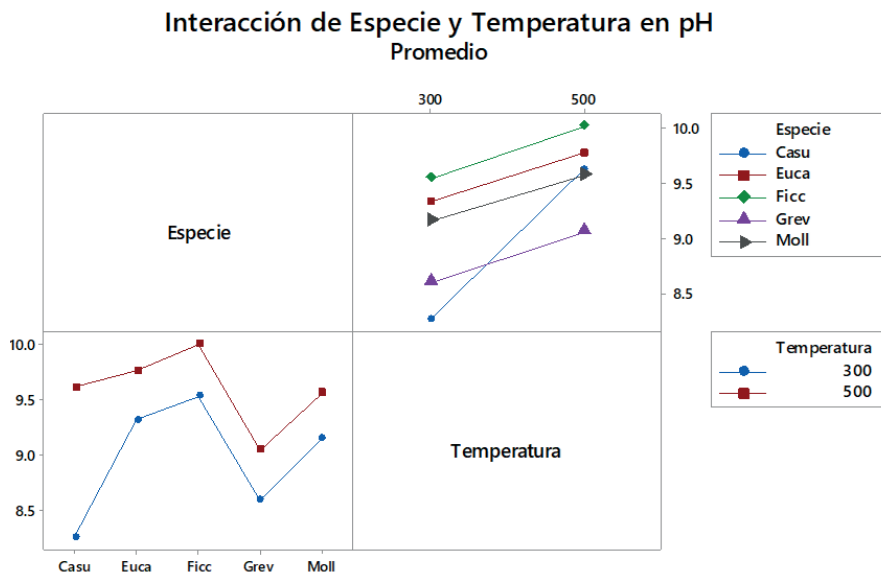


Figura 4. El indicador que permite evaluar el grado de volatilización de compuestos que aportan a la acides de la materia prima es el pH, el cual varía en función a la temperatura; mientras esta se incrementa, el pH se tornará más alcalino.

El proceso de pirólisis permite la volatilización de componentes ácidos y los que tengan una estructura molecular sencilla, favoreciendo la formación de carbono orgánico que al aromatizar su estructura permitirá la fijación de carbono; siendo los principales indicadores el rendimiento, relación $C_{org}:H$, carbono orgánico y pH. En los resultados se puede afirmar que mientras mayor sea la temperatura de pirólisis, este permitirá la fijación de carbono orgánico y por la volatilización de componentes este se tornará más alcalino, lo que asegura su función de ser una buena enmienda de suelo y a la vez fijar el carbono del medio en el suelo, aportando gradualmente de este compuesto.

4. Conclusiones

1. El biochar producido por cada una de las especies, presenta mayor estabilidad y tiempo de vida en función a las características de la materia prima.
2. El biochar producido a 500°C presenta una estructura más aromática que el producido a 300°C dado que presenta una menor relación de $C_{org}:H$ conforme la temperatura se incrementa.
3. El C_{org} se fija durante el proceso de pirólisis, el cual a mayor temperatura fijará más carbono del ambiente.
4. La temperatura influye en el pH y las sales. A mayor temperatura el pH se incrementa por la modificación y transformación de los radicales -OH y -COOH.

5. Agradecimientos

Al Vicerrectorado de Investigación de la Universidad Nacional Agraria La Molina por el financiamiento a través del concurso Junior - 2018-II y al Laboratorio de Energías Renovables.

6. Referencias

- Aller, D., Bakshi, S., Laird, D. (2017) Modified method for proximate analysis of biochars, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 124, 335-342. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.01.012>
- Balester, E (2012) El proceso de carbonización hidrotermal aplicado a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; Valencia, España. Disponible en, <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/30137/Tesina%20Estefania%20Ponce.pdf>, revisado el 15 de oct. 2017.
- Chen, D. et al (2016) Effect of biochar temperature on chemical oxidation stability of bamboo biochar, *Bio resource Technology*, 218, 1303-1306. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.112>
- Czajczynska, D. et al (2017) Potential pyrolysis processes in the waste management sector, *Thermal Science and Engineering Progress*, 3, 191-197. <https://doi.org/10.1016/j.tsep.2017.06.003>
- La República (2017) Multan a universidad Agraria con S/2.4 millones por incendio que duró 6 horas. <http://larepublica.pe/sociedad/860370-multan-universidad-agraria-con-s24-millones-por-incendio-que-duro-6-horas> (29 de marzo del 2017), revisado el 8 de nov. de 17.

Valorización de los residuos sólidos municipales: conveniencia de los métodos hidrotérmicos

Carmina Reyes Plascencia^{1,2*}, Nestor Tancredi^{1,2}

¹Energías Renovables, Instituto Polo Tecnológico de Pando, Facultad de Química, Universidad de la República, Pando, Uruguay.

²Fisicoquímica, Facultad de Química, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

*Autor para correspondencia: carmina@fq.edu.uy

1. Introducción

Residuo se define como parte o porción que queda de un todo o aquello que resulta de la descomposición o destrucción de algo (Real Academia Española, 2022). De forma más acotada, al hablar de desechos humanos el término residuo se entiende como “material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final” (Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial de Jalisco, 2014).

Los residuos sólidos municipales (RSM) o urbanos, comúnmente conocidos como basura, son los desechos producidos en casas habitación, escuelas, tiendas u otro tipo de establecimiento que resultan de la eliminación de los materiales de consumo diario de los habitantes incluyendo sus envases y empaques.

El manejo de los RSM constituye un reto para el desarrollo sustentable de los centros urbanos. Su disposición y/o tratamiento representa altos costos para las municipalidades, ya que tienen un bajo o nulo costo y es necesario transportarlos grandes distancias para su disposición o tratamiento final. Su manejo suele ser responsabilidad de los gobiernos municipales y representa más del 20 % de su presupuesto (Parimala et al., 2020). Sin embargo, su inadecuada disposición acarrea problemas ambientales, sanitarios y sociales; por ejemplo, se estima que los RSM emiten el 5 % del $\text{CO}_{2\text{eq}}$ generado anualmente (World Bank Group, 2018).

La producción de RSM está ligada al desarrollo económico y al grado de urbanización de la sociedad, a medida que estos aumentan la producción de RSM aumenta también. Su producción varía según la región geográfica, época del año, hábitos de consumo, entre otros. De forma global se producen entre 0,11 a 5,54 kg per cápita por día con una producción promedio de 0,74 kg per cápita por día. Se estima que en el año 2016 se produjeron 2010 millones de toneladas de RSM a nivel mundial; de continuar con los mismos hábitos de consumo se estima que en el 2030 se producirán 2590 millones de toneladas y para el 2050 3400 millones de toneladas (World Bank Group, 2018).

Su composición varía entre las diferentes poblaciones y periodos del año. Por ejemplo, el porcentaje de los materiales secos reciclables aumenta al aumentar el nivel de ingresos. En tanto que la fracción de alimentos y residuos verdes constituye el 50 % de los RSM en países de mediano ingreso y el 32 % en los países de alto ingreso (World Bank Group, 2018).

La composición promedio de los RMS es la siguiente: 44 % alimentos y residuos verdes, comúnmente conocidos como residuos orgánicos, 38 % de materiales secos reciclables (12 % plástico, 17 % papel y cartón, 4 % metales y 5 % vidrio) y el 18 % de otros componentes (World Bank Group, 2018).

En el caso de Latinoamérica, la composición de los RSM es la siguiente: 52 % de alimentos y residuos verdes, 13 % papel y cartón, 12 % plástico, 4 % vidrio, 3 % metales y 16 % otros (World Bank Group, 2018). Por ejemplo, en la ciudad de Montevideo, Uruguay, se reportó en el 2013 que la composición de los RSM estaba principalmente constituida por alimentos y residuos verdes y papel y cartón (LKSUR, 2013), para mayor detalle ver Figura 1, ambas fracciones con características adecuadas para ser aprovechables con fines energéticos.

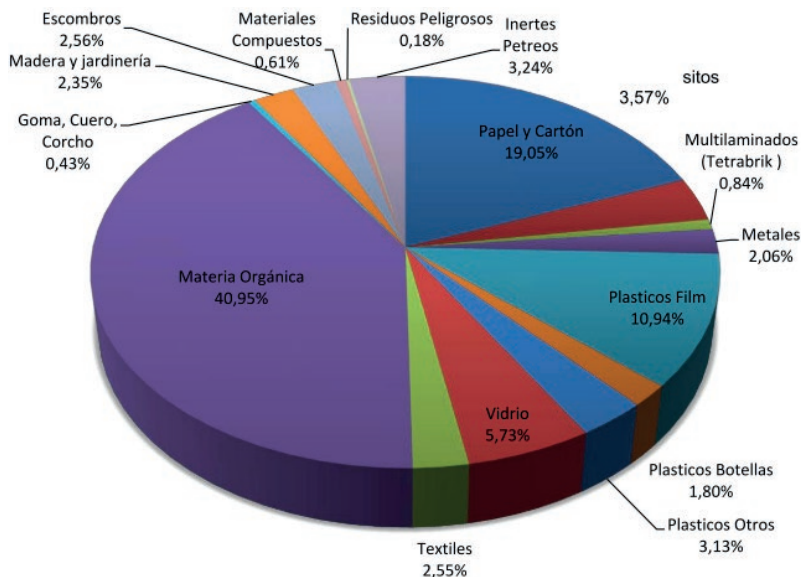


Figura 1. Composición de los RSM de Montevideo, Uguay.

Fuente: (LKSUR, 2013).

Además de la composición y disponibilidad de la materia prima, la humedad de esta es un factor determinante para su aprovechamiento energético y la adecuada elección de la tecnología empleada para su transformación. En el caso de los RSM la humedad varía según su composición y el tiempo de almacenamiento, entre mayor sea el porcentaje de comida y residuos verdes mayor es su contenido de agua. Se ha reportado que la humedad de esta fracción clasificada en origen oscila entre 81,6 y 95,5 % (Barampouti et al., 2019).

Debido a la elevada humedad de los RSM su poder calorífico inferior (PCI) es bajo; por ejemplo, los RSM de Montevideo tienen una humedad de 43 % y un poder calorífico inferior de 9,12 MJ kg⁻¹ (LKSUR, 2013), por lo que su procesamiento para disminuir la humedad, aumentar su PCI y mejorar su estabilidad son aconsejados para su uso con fines energéticos.

A pesar de los retos de la valorización de los RSM, debido a su heterogeneidad, son una fuente de carbono ampliamente disponible para la producción de energía, ya sea de forma directa mediante su incineración o vía la producción de biocombustibles.

2. Procesos de manejo y aprovechamiento de los RSM

Existen diversos métodos para la disposición y/o aprovechamiento de los RSM, entre los más utilizados se encuentran: rellenos sanitarios, compostaje, digestión anaerobia e incineración (Kaza y Bhada-Tata, 2018). Aunque algunos otros métodos termoquímicos para su valorización, como la pirólisis o la gasificación, han sido estudiados (Lu et al., 2020), (Arena, 2011).

Aunque existan diferentes tecnologías para su aprovechamiento, la mayor parte de los RSM son depositados en rellenos sanitarios (37 %), no siempre con monitoreo de emisiones o manejo de gases, o vertederos a cielo abierto (33 %). A nivel mundial el 19 % de los RSM son reciclados o compostados, esta cifra aumenta en los países de mayores ingresos en los cuales un tercio de los RSM son transformados mediante estas técnicas. El aprovechamiento energético por incineración es de 11 % principalmente empleado en países con altos ingresos, especialmente en donde el espacio territorial es reducido (World Bank Group, 2018).

2.1 Relleno sanitario

Los rellenos sanitarios son lugares diseñados para confinar los RSM de forma eficiente y no contaminante. Los desechos son esparcidos en capas delgadas, compactados y cubiertos con tierra (European Environment Agency, 2022). La ubicación, capacidad y diseño de los rellenos sanitarios depende de las necesidades específicas de la localidad donde se producen. Generalmente son diseñados con un tiempo de vida de 30 años (Kaza y Bhada-Tata, 2018) y deben ser dimensionados previendo los cambios poblacionales y de consumo que puedan ocurrir durante su tiempo de vida.

Para evitar la contaminación ambiental los rellenos sanitarios cuentan con sistemas que permiten el monitoreo, manejo y almacenamiento de las sustancias que produce la descomposición de los materiales orgánicos. La contaminación del manto freático y el suelo se evita mediante la instalación de un revestimiento impermeable que se instala en el

fondo del relleno y permite la recolección de los lixiviados. Estos lixiviados son recolectados por tuberías y posteriormente tratados en una planta de tratamiento de aguas o dispuestos en un estanque de evaporación (Kaza y Bhada-Tata, 2018). En tanto que la contaminación del aire es evitada mediante la recolección de los gases producidos utilizando un sistema de tuberías que permiten recolectar y almacenar dicho gas, además de cubrir con una capa de tierra los RSM todos los días, lo que evita la dispersión de partículas. El gas recolectado puede ser utilizado con fines energéticos debido a su contenido de gases combustibles, especialmente CH_4 , lo que genera ingresos y minimiza las emisiones de gases de efecto invernadero. Además, su recolección permite prevenir incendios en el relleno sanitario.

2.2 Compostaje

El compostaje es una técnica de relativo bajo costo de transformación biológica. En esta técnica intervienen lombrices y microorganismos para transformar la fracción orgánica de los RSM en calor y subproductos, siendo el principal producto un fertilizante sólido conocido como compost. Mediante esta técnica es posible disminuir el volumen de los RSM orgánicos en un 60-90 % (Kaza y Bhada-Tata, 2018).

Los microorganismos dominantes durante el compostaje dependen de la temperatura, humedad y sustrato. La etapa inicial está dominada principalmente por microorganismos mesófilos, seguida por una etapa dominada por bacterias termófilas y hongos (Parimala et al., 2020).

Entre las variables a controlar para acelerar el compostaje y obtener un compost de buena calidad se encuentran las siguientes:

- Tamaño de partícula: partículas pequeñas aumentan el área superficial que está en contacto con los microorganismos acelerando el proceso de transformación. También propician la obtención de un compost más homogéneo y mejor control térmico. Sin embargo, si las partículas son demasiado pequeñas, pueden impedir que el aire fluya libremente a través de la pila (U.S. Environmental Protection Agency, 2022).
- Relación Carbono: Nitrógeno del sustrato: factor determinante durante el proceso, ya que el proceso se realiza más rápido en relaciones 30:1 (Kaza y Bhada-Tata, 2018), por lo que un balance de estos elementos es recomendable mediante el mezclado de diversos restos orgánicos.
- Humedad: el agua actúa como medio para que los nutrientes de la materia orgánica sean accesibles a los microorganismos (U.S. Environmental Protection Agency, 2022). Sin embargo, humedades demasiado altas favorecen la descomposición anaerobia, ya que el agua reemplaza el espacio de aire entre las partículas provocando ausencia de oxígeno. El porcentaje óptimo de humedad depende de la composición del sustrato, cuanto más fibroso sea el sustrato mayor humedad será requerida (Parimala et al., 2020).
- Oxígeno: permite que la descomposición se lleve a cabo por microorganismos aerobios, lo que previene la formación de metano. El aireado de los residuos promueve una transformación más rápida.

- Temperatura: durante el compostaje la temperatura aumenta debido a que el proceso es exotérmico manteniendo una temperatura de entre 30 y 60 °C (Kaza y Bhada-Tata, 2018). El descenso de la temperatura puede disminuir la actividad microbiana enlenteciendo la transformación de los residuos, mientras que un aumento superior a los 80 °C eliminará a los microorganismos (Parimala et al., 2020).

2.3 Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el cual la fracción orgánica de los RSM es degradada por microorganismos en ausencia de oxígeno produciendo un fertilizante semisólido y una fase gaseosa rica en CH_4 y CO_2 conocida como biogás.

Este método reduce el contenido de sólidos del sustrato en 50-60 % conservando los nutrientes en la fase semisólida que puede ser utilizada como fertilizante en cultivos. Este fertilizante, conocido como digestato, es estable, de poco olor y rico en nutrientes. Además, durante el proceso se eliminan el 95 % de los microorganismos causantes de enfermedades (Kaza y Bhada-Tata, 2018).

La digestión anaerobia consta de cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metalogénesis. En la primera etapa los polímeros y oligómeros de los residuos orgánicos son fragmentados en monómeros solubles mediante enzimas hidrolíticas extracelulares de acidógenos. Posteriormente en la acidogénesis, también conocida como fermentación, las bacterias acidogénicas convierten los monómeros en productos terminales, como ácidos grasos, acompañados de la generación de material celular. Durante la tercera etapa los acetógenos metabolizan los productos hidrolíticos a ácido acético produciendo hidrógeno y carbohidratos. Finalmente, los productos se transforman en CH_4 mediante metanógenos, proceso estrictamente anaerobio (Li et al., 2019). Además del CH_4 , durante la digestión anaerobia se produce CO_2 y pequeñas cantidades de H_2 y NH_3 .

La relación Carbono: Nitrógeno del sustrato es un parámetro importante ya que si el nitrógeno es excedente aumenta la producción de amoníaco, lo que resulta en la inhibición de los microorganismos (Parimala et al., 2020).

La digestión anaerobia requiere grandes cantidades de residuos orgánicos y un suministro constante para funcionar correctamente, por lo que las instalaciones pueden ser compartidas entre las municipalidades para favorecer la economía de escala.

La producción de biogás producido por tonelada de RSM orgánicos es generalmente 100-300 m^3 (Kaza y Bhada-Tata, 2018). Es posible generar ingresos a partir del biogás, por ejemplo, distribuyendo el biogás a los usuarios, purificando el biogás para la obtención de biometano y comercializándolo para su uso en diversas aplicaciones (sistemas de transporte, generación de electricidad). Además, es posible vender el digestato como fertilizante.

2.4 Incineración con recuperación de energía

La incineración es un método termoquímico que consiste en someter los RSM a alta temperatura, mayores a 800 °C, en presencia de oxígeno produciendo gases, cenizas y energía térmica. El rendimiento energético de este método depende de diversas características

de los RSM, como: densidad, humedad, tamaño y forma, además de parámetros operacionales, como: temperatura de ignición, materiales inertes, diseño del sistema de combustión (Parimala et al., 2020).

Debido que la humedad y el PCI de los RSM son un factor determinante para la recuperación energética mediante incineración, es recomendable que los RSM tengan una proporción alta de materiales combustibles secos, como plásticos. Los RSM con una fracción orgánica >50% son difíciles de quemar debido al alto contenido de agua de esta fracción (Kaza y Bhada-Tata, 2018). Para lograr una incineración eficiente y económicamente viable se requieren RSM con una humedad menor a 30 % (Makarichi et al., 2018).

Esta tecnología produce 500-600 kWh por tonelada de RSM, siempre que estos tengan propiedades deseables para su incineración (Kaza y Bhada-Tata, 2018). La energía generada por este método es considerada parcialmente renovable debido a la fracción biogénica de los RSM, mientras que la energía producida a partir de materiales de origen fósil, como los plásticos, no lo es.

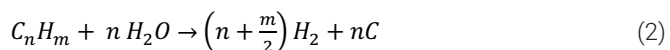
Las plantas incineradoras son relativamente costosas, por lo que son utilizadas principalmente en países de altos ingresos. La capacidad operativa de la mayor parte de las instalaciones se encuentra en el rango de 200-700 ton por día (Kaza y Bhada-Tata, 2018).

2.5 Gasificación y Pirólisis

Tanto la gasificación como la pirólisis son procesos termoquímicos que permiten obtener biocombustibles. Estas tecnologías son aún emergentes para el aprovechamiento de los RSM y en esta temática son conocidas como tratamientos térmicos avanzados. Entre los beneficios que presenta su uso se encuentra la rápida reducción de volumen, destrucción de patógenos y sustancias tóxicas.

La gasificación es un proceso endotérmico que se realiza a alta temperatura, en torno a 700 °C. Permite convertir material sólido rico en carbono, como los RSM, en un gas combustible compuesto de CH_4 , CO , H_2 y CO_2 (Watson et al., 2018). A diferencia de la incineración, el proceso se lleva a cabo en ambientes deficientes de oxígeno.

Para llevar a cabo la gasificación se utilizan agentes oxidantes como aire o vapor de agua en cantidades pequeñas. El uso de aire conlleva una dilución de los gases combustibles producidos con el nitrógeno del aire, mientras que al utilizar agua es posible aumentar la producción de hidrógeno debido a que la reacción de desplazamiento de agua (water gas shift) (Ecuación 1) y reformado (Ecuación 2) son desplazadas hacia los productos (Watson et al., 2018).



La temperatura de reacción es uno de los parámetros con más impacto en la distribución de los productos y la eficiencia del proceso de gasificación. Al aumentar la temperatura

se favorecen las reacciones de cracking, que consiste en el fraccionamiento de las moléculas grandes en moléculas más pequeñas y se favorece la producción de H_2 , CO y CO_2 .

La gasificación se considera una tecnología que brinda respuesta a las regulaciones medioambientales, ya que es capaz de cumplir con los límites de emisiones existentes (Arena, 2011) y reduce la cantidad de RSM a manejar en los rellenos sanitarios. Sin embargo, existe un número limitado de plantas a nivel mundial (aproximadamente 100) y aún enfrenta algunos desafíos técnicos y económicos, principalmente relacionados con la naturaleza heterogénea de los RSM (Arena, 2011).

La pirólisis es un proceso térmico en el cual la materia orgánica se descompone por efecto del calor en ausencia de oxígeno; los productos resultantes son una mezcla de combustibles sólido (biochar), líquidos (bio-oil) y gases (Bridgwater, 2018). La temperatura a la que se lleva a cabo varía de 300-600 °C según el producto que se quiera obtener y las características que se deseen de este.

La pirólisis se clasifica según el tiempo de reacción en flash, intermedia o rápida y lenta. En la pirólisis lenta el biochar es favorecido, mientras que las pirólisis flash e intermedia favorecen el rendimiento de la fase líquida siendo la pirólisis flash la que da un mayor rendimiento de este producto, que llega a ser de hasta el 80 % (Bridgwater, 2018), (Nobre et al., 2019). Generalmente las plantas de procesamiento de RSM son de pirólisis lenta (Lu et al., 2020).

El gas contiene la fracción ligera de los productos de pirólisis incluidos los gases no condensables como H_2 , CO y CO_2 y presenta un PCI de 11,8-21 MJ m^{-3} (Lu et al., 2020). El biochar está constituido principalmente por átomos de carbono (60-95 %) y cenizas y tiene un alto PCS, por ejemplo, el biochar producidos a partir de RSM tiene un PCS de 20,1-26,2 MJ kg^{-1} (Nobre et al., 2019). Se ha reportado recuperaciones de energía en el biochar de 84,5-91,7 % de la energía contenida en la materia prima (Nobre et al., 2019). El bio-oil está formado por diversos hidrocarburos: alifáticos, aromáticos, derivados del benceno, además de compuestos oxigenados y tiene un PCS que ronda los 17 MJ kg^{-1} (Bridgwater y Peacocke, 2000).

El bio-oil no puede ser destilado como los combustibles líquidos de origen fósil ya que es sensible a la temperatura (Bridgwater y Peacocke, 2000); al incrementar la temperatura se favorecen reacciones secundarias que producen envejecimiento en el material, tales como la polimerización de polifenoles, la cual también es favorecida por la exposición al oxígeno y a la luz ultravioleta.

Además de su uso como biocombustibles, los productos de la pirólisis pueden ser usados con otros fines. En el caso del bio-oil puede ser utilizado para la obtención de compuestos químicos, como aglomerante o para la fabricación de resinas. En tanto que el biochar se puede utilizar como enmendador de suelos, soporte catalítico, adsorbente, entre otros.

La humedad de los RSM es un factor importante al utilizar tanto la gasificación como la pirólisis, puesto que un alto contenido de agua reduce la eficiencia de conversión. En el caso de la gasificación suele hacerse con un contenido de humedad inferior al 30 % (Padey et al., 2015) mientras que una especificación típica para la materia prima de pirólisis es humedad < 10 % (Bridgwater, 2018). Cuando los RSM tienen un alto contenido de agua parte de la energía suministrada es utilizada para evaporar el exceso de ella, (2,3 MJ por kg de agua evaporada) y llevar el vapor hasta la temperatura del proceso.

Los costos de capital para las tecnologías térmicas avanzadas oscilan entre \$15-\$80 millones de dólares para instalaciones con capacidad de entre 25-100 kton por año de RSM; mientras que los costos de operación pueden variar de 3-3,7 millones por 100 kton al año (Kaza y Bhada-Tata, 2018).

3. Procesos hidrotérmicos

La incineración y los tratamientos térmicos avanzados mencionados con anterioridad tienen la desventaja de requerir materia prima con humedad baja; en tanto que los RSM, especialmente la fracción de comida y residuos verdes, presentan humedades elevadas. Por tanto, el empleo de métodos termoquímicos capaces de procesar materias primas con alto contenido de agua es aconsejable.

Los métodos hidrotérmicos permiten trabajar utilizando materias primas con alto contenido de agua ya que son técnicas que se llevan a cabo en un medio rico en agua. Los métodos hidrotérmicos son procesos donde la materia prima sufre transformaciones físico-químicas a temperaturas de 200-600 °C y presiones de 5-40 MPa (Peterson et al., 2008) comúnmente autogeneradas por el vapor de agua a la temperatura de trabajo. El proceso se conoce con diferentes nombres dependiendo de las condiciones de temperatura y tiempo de residencia que se utilice puesto que al variar las condiciones es favorecido el rendimiento de diferentes productos, ver Figura 2. A continuación se describen los procesos hidrotérmicos principales:

- **Pretratamiento:** Consiste en someter a la materia prima a temperatura de 150-250 °C en un ambiente acuoso con el objetivo de romper las fibras. Esta técnica es principalmente utilizada con materias primas lignocelulósicas ya que permite aumentar la accesibilidad de la celulosa y solubilizar la hemicelulosa (Ruiz et al., 2017). Esta técnica puede utilizarse como pretratamiento para posteriores procesos bioquímicos, como la fermentación de azúcares. El tratamiento más popular es conocido como "steam explosion" o explosión de vapor, aunque existen algunos otros como la autohidrólisis.
- **Reformado en fase acuosa (APR):** Tiene como finalidad producir una mezcla de gases combustibles, según las condiciones del proceso y los catalizadores utilizados se favorece la producción de H_2O CH_4 . La producción de H_2 en estas condiciones es posible solamente a concentraciones muy bajas de la fase orgánica y con el uso de catalizadores adecuados como los basados en Ni, Pt, y Pd (Kruse y Dahmen, 2015).
- **Carbonización hidrotérmica (CHT):** Ocurre en el entorno de 180-250 °C (Hitzl et al., 2015) a la presión de vapor correspondiente a la temperatura de reacción (1-4 MPa) con tiempos de reacción en el orden de horas. El principal objetivo de la CHT es producir un sólido rico en carbono conocido como hydrochar, aunque otros productos líquidos y gaseosos son producidos.
- **Licuefacción hidrotérmica (LHT):** Tiene lugar a temperatura de 240-380 °C y su correspondiente presión de vapor (5-20 MPa) (Leng et al., 2020). El producto principal de este proceso es un líquido oleoso llamado biocrudo que es similar a los aceites

pesados del petróleo con un alto PCS, aunque también son obtenidos otros productos sólidos, líquidos y gaseosos.

- Gasificación catalítica hidrotérmica (GCHT) y gasificación hidrotérmica (GHT): La primera tiene como objetivo la producción de metano mientras que la segunda la de hidrógeno. La GCHT se realiza en condiciones del punto crítico del agua. Para este proceso se utilizan catalizadores metálicos, entre ellos destacan los catalizadores con fase activa de Ni, Rh, Pd o Pt (Kruse y Dahmen, 2015). La GHT se lleva a cabo en el rango de temperaturas de 600-700 °C (Kruse y Dahmen, 2015); el gas producido es rico en H₂, pero también contiene CH₄ y CO₂ (Matsumura, 2015), otros subproductos de este proceso son moléculas orgánicas solubles en agua, alquitranes e hidrochar.

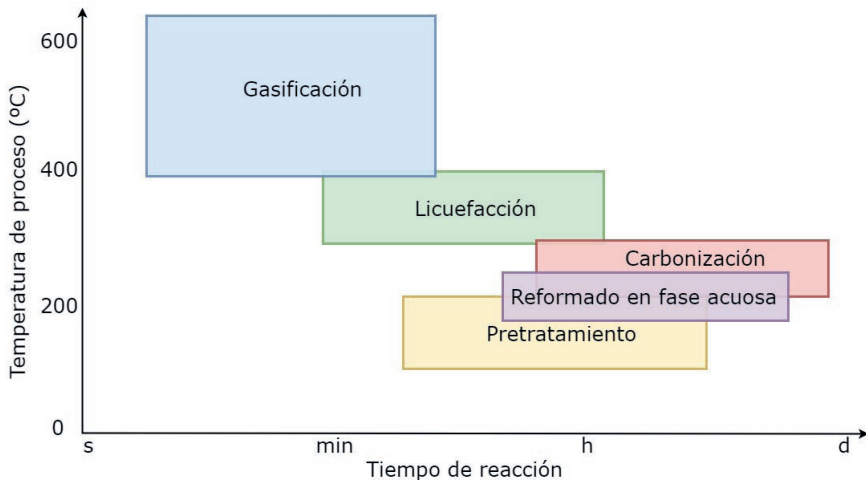


Figura 2. Temperatura y tiempo de reacción de los procesos hidrotérmicos (Adaptación de Matsumura, 2015).

3.1 Propiedades del agua

Los procesos hidrotérmicos se llevan a cabo a condiciones cercanas al punto crítico del agua, generalmente en condiciones subcríticas cuando los productos de interés son sólidos o líquidos (CHT y LHT) o supercríticas para la producción del gas.

En estas condiciones de presión y temperatura las propiedades fisicoquímicas del agua cambian (ver Figura 3) y su cambio es fundamental para explicar los fenómenos que ocurren durante los procesos hidrotérmicos y los mecanismos de reacción que se favorecen en estas condiciones.

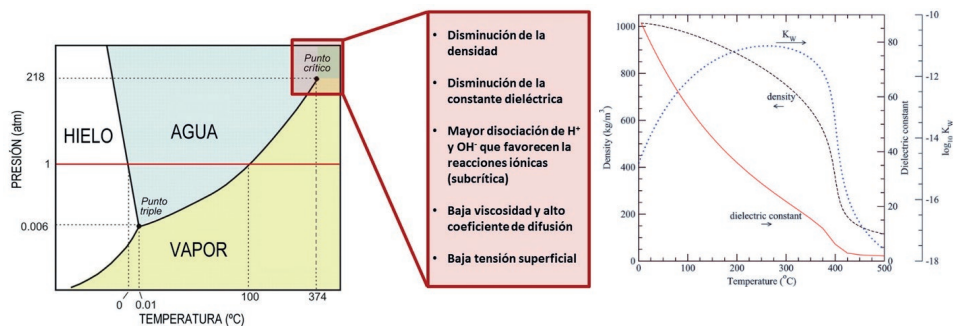


Figura 3. Propiedades del agua como solvente en condiciones cercanas al punto crítico (Adaptación de Peterson et al., 2008).

A condiciones supercríticas la densidad decrece debido al aumento del movimiento térmico de las moléculas, la interface entre las moléculas se debilita por la disminución de los enlaces de hidrógeno estables (Peterson et al., 2008). También la viscosidad decrece con el aumento de la temperatura. Estos cambios llevan a mayores coeficientes de difusión y transferencia de masa durante los procesos hidrotérmicos (Kumar et al., 2018).

El agua se comporta como un solvente no polar, similar al pentano, con buena solubilidad de compuestos orgánicos y gases. No obstante, las moléculas de agua individualmente siguen siendo polares, por lo que si un ion está presente en el agua las moléculas de su entorno más cercano son atraídas.

La constante dieléctrica de un solvente es una medida relativa de su polaridad, el agua al ser un solvente polar posee una constante dieléctrica alta a temperatura ambiente. Al aumentar la temperatura la constante dieléctrica del agua decrece rápidamente y la electronegatividad del oxígeno en la molécula se reduce disminuyendo la polaridad de esta (Zhang, 2010).

Cuando la temperatura y la presión se acercan a las condiciones críticas (374 °C y 22,1 MPa) la constante dieléctrica decrece dramáticamente a menos de 10 Fm^{-1} , que es similar a la del cloruro de metileno (Quitain et al., 2015), convirtiéndola en un solvente no polar.

El cambio en la constante dieléctrica del agua hace que se convierta en un medio deseable para solvatar moléculas orgánicas (Pavlovic et al., 2013) lo que permite que las reacciones con los RSM se lleven a cabo en una sola fase aumentando la velocidad de reacción.

La disociación de los iones H^+ y OH^- es endotérmica por lo que se ve favorecida por el aumento de la temperatura aumentando con ello el carácter ácido y básico del agua a altas temperaturas. Esto lleva a una alta concentración local de iones H^+ y OH^- , los que pueden moverse rápidamente y producir una alta reactividad, especialmente en el agua subcrítica (Kruse y Dahmen, 2015).

A condiciones subcríticas las reacciones iónicas son preponderantes debido al alto producto iónico del agua, mientras que a condiciones supercríticas las rutas iónicas son suprimidas debido a que el producto iónico del agua decrece favoreciendo así las reacciones de radicales libres.

La baja constante dieléctrica y el alto producto iónico hace al agua subcrítica un solvente apropiado para la hidrólisis de compuestos orgánicos (Quitain et al., 2015) que es la etapa inicial en los mecanismos de reacción de la CHT y la LHT.

3.2 Licuefacción y Carbonización Hidrotérmica

La LHT y la CHT son procesos hidrotérmicos de interés ya que permiten producir biocombustibles sólidos y líquidos que son adecuados para su empleo en la infraestructura actual desarrollada para combustibles de origen fósil. Ambos procesos son eficaces para reducir la relación O/C de las materias primas aumentando el PCI de los productos y mejorando su estabilidad temporal.

Durante la LHT, la materia prima hidroliza y se descompone en compuestos inestables de bajo peso molecular que posteriormente repolimerizan produciendo un líquido con alta viscosidad conocido como biocrudo, orgánicos solubles en agua, hydrochar y gases ligeros (Pavlovic et al., 2013). Al igual que para la LHT, la primera etapa en la CHT es la hidrólisis de la materia prima que es disuelta en la fase líquida para repolimerizar posteriormente dando lugar al hydrochar y algunos subproductos como ácidos orgánicos y agua (Matsumura, 2015).

3.3 Transformación de los RSM

Entre las reacciones que sufre la materia prima en condiciones hidrotérmicas se encuentran las siguientes: despolimerización, degradación de los monómeros por escisión, deshidratación, desaminación, descarboxilación y recombinación de los subproductos (Ruiz et al., 2017), (Tekin et al., 2014), (Castro et al., 2008). Todas estas reacciones son afectadas por las condiciones a las cuales se lleve a cabo el proceso y la materia prima de partida.

Las rutas de reacción durante la LHT y CHT varían según la composición de la materia prima. Los RSM son materiales muy heterogéneos; sin embargo, la composición de su fracción orgánica puede ser agrupada en 4 grupos: carbohidratos, lípidos, proteínas y lignina. Cada uno de estos grupos presenta rutas de reacción específicas siendo su reactividad la siguiente: lípidos>proteínas>carbohidratos (almidón>hemicelulosa>celulosa)>lignina.

En el caso de los lípidos, los triglicéridos hidrolizan produciendo glicerol y ácidos grasos. A su vez el glicerol forma compuestos orgánicos de cadena corta como alcoholes, ácidos y aldehídos; mientras que los ácidos grasos, que son térmicamente más estables, producen hidrocarburos de cadena larga. El agregado de catalizadores básicos como hidróxidos favorecen su descarboxilación aumentando el rendimiento de alcanos, por lo que materiales con alto contenido de lípidos son atractivos para la LHT ya que aumenta el rendimiento de biocrudo y mejora sus características (Sigaar, 2014).

La ruta de reacción de las proteínas comienza con la hidrólisis de los enlaces peptídicos que liberan al medio los aminoácidos. Posteriormente, los aminoácidos se degradan rápidamente por reacciones de descarboxilación y desaminación produciendo amoníaco, aldehídos, aminas, ácidos e hidrocarburos (Leng et al., 2020). La presencia de proteínas en la materia prima es la responsable del contenido de nitrógeno en los biocombustibles,

lo cual debe ser tomado en consideración para mitigar los daños ambientales que puede ocasionar su combustión. Sin embargo, el alto contenido de nitrógeno en el hydrochar le confiere características interesantes para otros usos, por ejemplo, como adsorbente (Sevilla et al., 2012).

Los carbohidratos hidrolizan fácilmente, especialmente el almidón y la hemicelulosa que hidrolizan aproximadamente a 180 °C; mientras que para la hidrólisis de la celulosa es necesario una mayor temperatura, aproximadamente de 200 °C, debido a su mayor cristalinidad (Pavlovic et al., 2013).

Uno de los principales azúcares que componen a la hemicelulosa es la xilosa, esta se libera al hidrolizar la hemicelulosa y produce anillos de piranosa, furanosa o cadena abierta. De estos, la cadena abierta es más reactiva y produce gliceraldehídos, piruvaldehído, ácido láctico, glicolaldehídos, ácido fórmico, hidroxiacetona y dihidroxiacetonas (Peterson et al., 2008), principalmente por mecanismos de retroaldo condensación (Pavlovic et al., 2013). Por otro lado, se piensa que el furfural forma estructuras aromáticas de piranosa (Kumar et al., 2018), (Shafie et al., 2018). Mientras que el galactoglucomanano produce moléculas de alto peso molecular y las ramificaciones de la hemicelulosa ácido acético, fórmico y CO₂ (Wang et al., 2017).

La celulosa hidroliza en oligómeros y monómeros de glucosa, la cual existe bajo la forma de cadena abierta, anillo de piranosa y anillo de furanosa. La glucosa isomeriza en fructosa rápidamente (Peterson et al., 2008) la cual se encuentra en sus dos formas de anillo y cadena abierta, por tanto, a partir de la celulosa existen al menos cinco formas de monosacáridos en la solución.

La glucosa degrada mayormente en fragmentos como glicolaldehídos, piruvaldehídos, gliceraldehídos, etc, mientras que la fructosa deshidrata produciendo HMF (Peterson et al., 2008). Si el HMF se descompone forma ácidos, aldehídos y fenoles, compuestos encontrados en el biocrudo (Karagoz et al., 2005)–(Zhang et al., 2008); en cambio si polimeriza o condensa mediante deshidratación forma esferas de hydrochar (Kumar et al., 2018), (Sevilla y Fuertes, 2009). La forma de cadena abierta de los carbohidratos es propensa a formar aromáticos mediante reacciones de ciclación y condensación (Kumar et al., 2018).

Desde el punto de vista de los productos mediante la LHT de la celulosa es posible obtener: HMF, furfural, pirovaldehído, dihidroxiacetona, gliceraldehídos, glicolaldehídos, eritrosa (Pavlovic et al., 2013), ácidos, fenoles (Sevilla y Fuertes, 2009), gases e hydrochar.

La estructura de la lignina es degradada mediante la acción de radicales libres; en primera instancia se elimina el grupo hidroxilo, el metilbenceno formando monolignoles, posteriormente la transferencia de hidrógeno del grupo hidroxilo en la posición γ a las especies de radicales libres conduce a la formación de dímeros, formaldehído y metoxienoles como el guaiacol que es un producto común en la degradación de la lignina (Karagoz et al., 2005), (Meier et al., 1986).

Los anillos aromáticos que conforman la lignina son estables térmicamente y son precursores de los monómeros fenólicos u oligómeros (Kumar et al., 2018), mientras que la producción de metano y metanol proviene de los grupos metoxi (Schuler et al., 2017). También se producen ácidos debido a la descomposición de la cadena de propilo de la

unidad de fenilpropano (Kang et al., 2013). Los radicales libres fenólicos pueden condensar y repolimerizan fácilmente produciendo hydrochar (Zhu et al., 2014).

Sin embargo, los mecanismos de reacción de los RSM durante la LHT y CHT son aún más complejos que los mencionados con anterioridad, ya que la interacción de sus componentes e intermediarios produce reacciones entre ellos aumentando la complejidad química del proceso y las moléculas que se obtienen.

Además de la composición de la materia prima las condiciones del proceso afectan a la distribución de los productos, tanto en LHT como CHT. Entre los parámetros de mayor relevancia se encuentran: temperatura, tiempo de reacción, relación fase líquida: sólidos alimentados y el uso de catalizadores (Sigaar, 2014). La selección de las condiciones óptimas para maximizar el producto deseado depende de la materia prima (Dimitriadis y Bezergianni, 2017).

3.4 Características y usos de los productos

El biocrudo tiene un PCS de 30-36 MJ kg⁻¹, un contenido de oxígeno de 10-20 % y alrededor de 5 % de agua (Pavlovic et al., 2013), por lo que puede ser utilizado como combustible; por ejemplo, como co-combustible en una central eléctrica a base de combustibles pesados derivados del petróleo o de carbón, pero también puede ser mejorado mediante varios procesos conocidos como upgrading que permiten disminuir su viscosidad, su contenido de oxígeno y mejorar su estabilidad temporal (Matsumura, 2015), (Pavlovic et al., 2013), (Li et al., 2016). Entre estos procesos se encuentra: hidrotratamiento, hidrocrackeo, reacciones con fluidos sub/super críticos, adición de solventes, formación de emulsiones con combustibles derivados del petróleo, entre otros (Xiu y Shahbazi, 2012).

El PCI del hydrochar depende de la materia prima de partida y las condiciones del proceso, ronda 23 MJ kg⁻¹, similar al lignito, pero presenta un mayor contenido de compuestos volátiles y una mayor biodegradabilidad en el suelo (Kruse y Dahmen, 2015). El contenido de carbono del hydrochar es superior al 50 %, el de hidrógeno ronda 6 % y el contenido de nitrógeno y azufre depende de la materia prima utilizada, pueden tener valores de 2 y 0,3% respectivamente (Reza et al., 2014). El hydrochar a diferencia de la biomasa tiene un comportamiento hidrofóbico por lo que es posible eliminar el agua remanente de su producción de forma efectiva por métodos mecánicos sin la necesidad de un secado térmico (Kruse y Dahmen, 2015), (Matsumura, 2015). Otro aspecto importante del hydrochar es su bajo contenido de sales, ya que estas se disuelven en la fase líquida (Kruse y Dahmen, 2015).

Los productos de la LHT y CHT, no solamente pueden ser utilizados como biocombustibles. También pueden ser utilizados como intermediarios en la industria química o para la producción de materiales con mayor valor agregado. Algunas de las aplicaciones de los productos se presentan en la Figura 4.

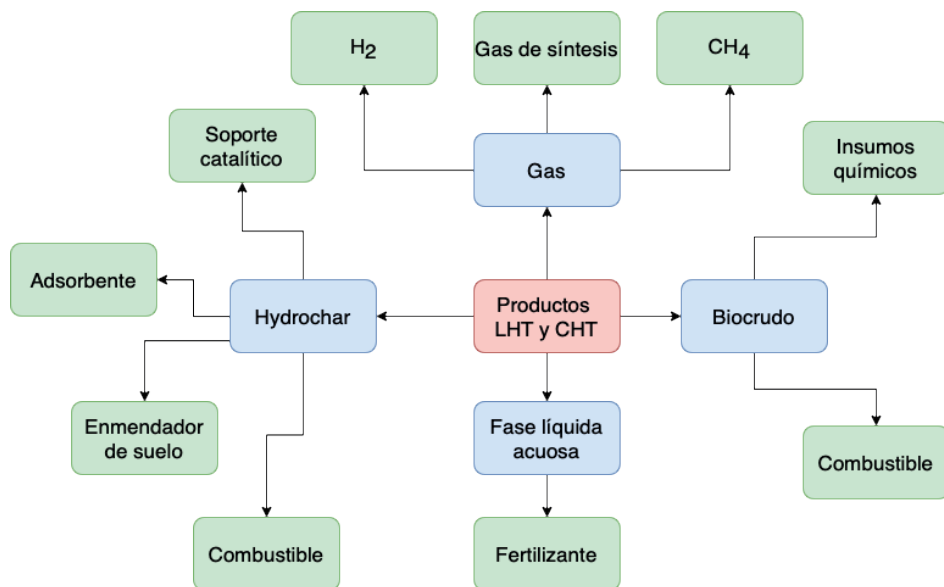


Figura 4. Usos de los productos de LHT y CHT.

3.5 Ventajas de los métodos hidrotérmicos para la valorización de los RSM

Aunque existe poca experiencia en el uso de métodos hidrotérmicos a escala industrial, a escala laboratorio y plata piloto han sido estudiados utilizando diversas materias primas, la mayoría de ellas con alta humedad. Algunos de los materiales que se han estudiado son: algas (Galadima y Muraza, 2018), materiales lignocelulósicos (Feng et al., 2018), (Gao et al., 2016), estiércol (Chen et al., 2018), (Toufiq Reza et al., 2016), lodos de depuradoras (Prestigiacomio et al., 2020), (Zhai et al., 2016), restos de alimentos (Motavaf y Savage, 2021), incluso RSM (Katakojwala et al., 2020), (Berge et al., 2011).

El uso de la LHT y CHT para el tratamiento de RSM presenta diversas ventajas:

- Son procesos que se realizan en medio acuoso, por lo que los RSM no necesitan tratamiento previo de secado para su procesamiento.
- Eliminación de patógenos ya que en las condiciones del proceso las proteínas son hidrolizadas.
- Cortos tiempos de residencia.
- Permiten la valorización de los RSM al producir biocombustibles con elevados PCI.
- El hydrochar presenta un comportamiento hidrófobo por lo que su transporte y almacenamiento se simplifica.
- Biocombustibles CO_2 neutros, ya que son producidos mediante materiales biogénico.
- Versatilidad de productos obtenidos.

A pesar de las diversas ventajas de estos métodos, existen algunos inconvenientes para su implementación, como son los altos costes de inversión inicial, la necesidad de mano de obra especializada para el mantenimiento de la planta y falta de referentes industriales en la materia ya que son pocas las industrias basadas en esta tecnología.

4. Conclusiones

Los RSM son una mezcla de materiales heterogéneos de gran disponibilidad y bajo costo. Debido a su composición son una fuente de carbono para la producción de biocombustibles. Sin embargo, los RSM son materiales con elevada humedad, especialmente la fracción de comida y verdes, por lo que los métodos hidrotérmicos son de especial interés para el tratamiento y valorización de estos materiales ya que son procesos que se realizan en medio acuoso, por lo que no son necesarios pretratamientos de secado. Además, estos procesos permiten la eliminación de los patógenos presentes en los RSM minimizando su riesgo sanitario.

La LHT y CHT permiten obtener materiales líquidos y sólidos con características adecuadas para ser utilizados como biocombustibles; además de otras aplicaciones de mayor valor agregado como insumos a la industria química o la remediación ambiental. El uso de estas tecnologías permite reincorporar los RSM a la cadena de valor mitigando la problemática asociada a la disposición de los RSM y generando ingresos a partir de ellos.

5. Referencias

- Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4), 625–639. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>
- Barampouti, E.M., Mai, S., Malamis, D., Moustakas, K., Loizidou, M. (2019). Liquid biofuels from the organic fraction of municipal solid waste: A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110, 298–314. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.005>
- Berge, N.D., Ro, K.S., Mao, J., Flora, J.R.V., Chappell, M.A., Bae, S. (2011). Hydrothermal carbonization of municipal waste streams. *Environmental Science and Technology*, 45(13), 5696–5703. <https://doi.org/10.1021/es2004528>.
- Bridgwater, A.V., Peacocke, G.V.C. (2000). Fast pyrolysis processes for biomass. *Renewable and sustainable energy reviews*, 4(1), 1–73. [https://doi.org/10.1016/S1364-0321\(99\)00007-6](https://doi.org/10.1016/S1364-0321(99)00007-6)
- Bridgwater, A.V. (2012). Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, 38, 68–94. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.048>
- Castro, A.C., Rodríguez, L.I., de J. Días, J. (2008). Esquemas de reacción para licuefacción y gasificación hidrotérmica de macromoléculas orgánicas. Una revisión. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 32(125), 559–570.

- Chen, J., Wang, L., Zhang, B., Li, R., Shahbazi, A. (2018). Hydrothermal liquefaction enhanced by various chemicals as a means of sustainable dairy manure treatment. *Sustainability*, 10(1), 230. <https://doi.org/10.3390/su10010230>
- Dimitriadis, A., Bezergianni, S. (2017). Hydrothermal liquefaction of various biomass and waste feedstocks for biocrude production: A state of the art review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68, 113–125. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.120>
- European Environment Agency. (2022). Sanitary landfill. Recuperado de <https://www.eea.europa.eu/help/glossary/gemet-environmental-thesaurus/sanitary-landfill>, Feb. 02, 2022.
- Feng, S., Wei, R., Leitch, M., Xu, C.C., Charles, C., Xu, C.C. (2018). Comparative study on lignocellulose liquefaction in water, ethanol, and water/ethanol mixture: Roles of ethanol and water. *Energy*, 155, 234–241. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.05.023>
- Galadima, A., Muraza, O. (2018). Hydrothermal liquefaction of algae and bio-oil upgrading into liquid fuels: Role of heterogeneous catalysts. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81, 1037–1048. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.07.034>
- Gao, P., Zhou, Y., Meng, F., Zhang, Y., Liu, Z., Zhang, W., Xue, G. (2016). Preparation and characterization of hydrochar from waste eucalyptus bark by hydrothermal carbonization. *Energy*, 97, 238–245. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.12.123>
- Kang, S., Li, X., Fan, J., Chang, J. (2013). Hydrothermal conversion of lignin: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 27, 546–558. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.07.013>
- Karagoz, S., Bhaskar, T., Muto, A., Sakata, Y. (2005). Comparative studies of oil compositions produced from sawdust, rice husk, lignin and cellulose by hydrothermal treatment. *Fuel*, 84, 875–884. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2005.01.004>
- Katakajwala, R., Kopperi, H., Kumar, S., Venkata Mohan, S. (2020). Hydrothermal liquefaction of biogenic municipal solid waste under reduced H₂ atmosphere in biorefinery format. *Bioresource Technology*, 310, 123369. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123369>
- Kaza, S., Bhada-Tata, P. (2018). Decision Maker's Guides for Solid Waste Management Technologies. Washington, DC, Sep. 2018.
- Kruse, A., Dahmen, N. (2015). Water - A magic solvent for biomass conversion. *Journal of Supercritical Fluids*, 96, 36–45. <https://doi.org/10.1016/j.supflu.2014.09.038>
- Kumar, M., Oyedun, A.O., Kumar, A. (2018). A review on the current status of various hydrothermal technologies on biomass feedstock. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81, 1742–1770. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.270>
- Hitzl, M., Corma, A., Pomares, F., Renz, M. (2015). The hydrothermal carbonization (HTC) plant as a decentral biorefinery for wet biomass. *Catalysis Today*, 257, 154–159, Nov. 2015, <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2014.09.024>.
- Leng, L., Zhang, W., Peng, H., Li, H., Jiang, S., Huang, H. (2020). Nitrogen in bio-oil produced from hydrothermal liquefaction of biomass: A review. *Chemical Engineering Journal*, 126030. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126030>.
- Li, Y., Chen, Y., Wu, J. (2019). Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. *Applied Energy*, 240, 120–137. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.243>

- Li, J., Xia, H., Wu, Q., Hu, Z., Hao, Z., Zhu, Z. (2016). Hydrocracking of the crude oil from thermal pyrolysis of municipal wastes over bi-functional Mo–Ni catalyst. *Catalysis Today*, 271, 172–178. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2015.08.034>
- LKSur (2013). Estudio de Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos con Fines Energéticos. Montevideo, Informe 1.
- Lu, J.S., Chang, Y., Poon, C.S., Lee, D.J. (2020). Slow pyrolysis of municipal solid waste (MSW): A review. *Bioresource Technology*, 312, 123615. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123615>.
- Makarichi, L., Jutidamrongphan, W., Kua-anan Techato. (2018). The evolution of waste-to-energy incineration: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 91. Elsevier Ltd, pp. 812–821. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.088>
- Meier, D., Larimer, D.R., Faix, O. (1986). Direct liquefaction of different lignocellulosics and their constituents. *Fuel*, 65(7), 910–915. [https://doi.org/10.1016/0016-2361\(86\)90197-3](https://doi.org/10.1016/0016-2361(86)90197-3)
- Motavaf, B., Savage, P.E. (2021). Effect of process variables on food waste valorization via hydrothermal liquefaction. *ACS ES&T Engineering*, 1(3), 363–374. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.0c00115>
- Nobre, C., Vilarinho, C., Alves, O., Mendes, B., Gonçalves, M. (2019). Upgrading of refuse derived fuel through torrefaction and carbonization: Evaluation of RDF char fuel properties. *Energy*, 181, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.05.105>.
- Pandey, A., Bhaskar, T., Stöcker, M., Sukumaran, R. (Eds.). (2015). *Recent Advances in Thermochemical Conversion of Biomass*, 1st ed. Trivandrum, India: Elsevier.
- Parimala, G.S.A.J.S., Ali, A., di Guo, Zhang, Z. (2020). Waste treatment approaches for environmental sustainability. in *Microorganisms for Sustainable Environment and Health*, Elsevier, pp. 119–135. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819001-2.00006-1>.
- Pavlovic, I., Knez, Z., Skerget, M. (2013). Hydrothermal reactions of agricultural and food processing wastes in sub- and supercritical water: A review of fundamentals, mechanisms, and state of research. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61, 8003–8025. <https://doi.org/10.1021/jf401008a>
- Peterson, A.A., Vogel, F., Lachance, R.P., Fröling, M., Antal Jr, M.J., Tester, J.W. (2008). Thermochemical biofuel production in hydrothermal media: A review of sub- and supercritical water technologies. *Energy & Environmental Science*, 1, 32–65. <https://doi.org/10.1039/b810100k>
- Prestigiacomo, C., Laudicina, V.A., Siragusa, A., Scialdone, O., Galia, A. (2020). Hydrothermal liquefaction of waste biomass in stirred reactors: One step forward to the integral valorization of municipal sludge. *Energy*, 201, 117606. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117606>
- Quitain, A.T., Heng, C.Y., Yusup, S., Sasaki, M., Uemura, Y. (2015). Conversion of biomass to bio-Oil in sub-and supercritical water. in *Biofuels - Status and Perspective*, B. Krzysztow, Ed. IntechOpen, pp. 459–476. <https://doi.org/10.5772/59947>
- Real Academia Española, Diccionario de la lengua española. <https://dle.rae.es/residuo>, Ene. 28, 2022.
- Reza, M.T., Andert, J., Wirth, B., Busch, D., Pielert, J., Lynam, J.G., Mumme, J. (2014). Hydrothermal carbonization of biomass for energy and crop production. *Applied Bioenergy*, 1, 11–29. <https://doi.org/10.2478/apbi-2014-0001>

- Ruiz, H.A., Thomsen, M.H., Trajano, H.L. (2017). *Hydrothermal Processing in Biorefineries*. Suiza: Springer International Publishing, 2017. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56457-9>.
- Schuler, J., Hornung, H., Kruse, A., Dahmen, N., Sauer, J. (2017). Hydrothermal liquefaction of lignin. *Journal of Biomaterials and Nanobiotechnology*, 8, 96–108. <https://doi.org/10.1002/9781118719862.ch7>
- Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial de Jalisco, Guía para elaboración de Programa Municipal de Gestión Integral de Residuos. Guadalajara, 2014.
- Sevilla, M., Falco, C., Titirici, M.M., Fuertes, A.B. (2012). High-performance CO₂ sorbents from algae. *RSC Advances*, 2(33), 12792–12797. <https://doi.org/10.1039/c2ra22552b>
- Sevilla, M., Fuertes, A.B. (2009). The production of carbon materials by hydrothermal carbonization of cellulose. *Carbon*, 47(9), 2281–2289. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2009.04.026>
- Shafie, S.A., Al-attab, K.A., Zainal, Z.A. (2018). Effect of hydrothermal and vapothermal carbonization of wet biomass waste on bound moisture removal and combustion characteristics. *Applied Thermal Engineering*, 139, 187–195. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.02.073>
- Sigaar, C. (2014). *Hydrothermal liquefaction of waste biomass. Optimizing reaction parameters*. Aarhus University, Dinamarca, 2014.
- Tekin, K., Karagöz, S., Bektaş, S. (2014). A review of hydrothermal biomass processing. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 40, 673–687. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.216>
- Toufiq Reza, M., Freitas, A., Yang, X., Hiibel, S., Lin, H., Coronella, C.J. (2016). Hydrothermal carbonization (HTC) of cow manure: Carbon and nitrogen distributions in HTC products. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 35(4), 1002–1011. <https://doi.org/10.1002/ep.12312>.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2022). Types of Composting and Understanding the Process. Recuperado de <https://www.epa.gov/sustainable-management-food/types-composting-and-understanding-process>, Ene. 30, 2022.
- Wang, S., Dai, G., Yang, H., Luo, Z. (2017). Lignocellulosic biomass pyrolysis mechanism: A state-of-the-art review. *Progress in Energy and Combustion Science*, 62, 33–86. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2017.05.004>
- Watson, J., Zhang, Y., Si, B., Chen, W., de Souza, R. (2018). Gasification of biowaste: A critical review and outlooks. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 83, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.10.003>.
- World Bank Group, What a Waste 2.0. Washington, DC, 2018.
- Xiu, S., Shahbazi, A. (2012). Bio-oil production and upgrading research: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(7), 4406–4414. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.028>
- Zhai, Y., Liu, X., Zhu, Y., Peng, C., Wang, T., Zhu, L., ... Zeng, G. (2016). Hydrothermal carbonization of sewage sludge: The effect of feed-water pH on fate and risk of heavy metals in hydrochars. *Bioresource Technology*, 218, 183–188. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.085>

- Zhang, Y. (2010). Hydrothermal Liquefaction to Convert Biomass into Crude Oil. in *Biofuels from Agricultural Wastes and Byproducts*, H. Blaschek, T. Ezeji, S. Jürge, Eds. Blackwell, pp. 201–232. <https://doi.org/10.1002/9780813822716.ch10>
- Zhang, B., von Keitz, M., Valentas, K. (2008). Thermal effects on hydrothermal biomass liquefaction.. *Applied biochemistry and biotechnology*, 147(1–3), 143–50. <https://doi.org/10.1007/s12010-008-8131-5>
- Zhu, Z., Toor, S.S., Rosendahl, L., Chen, G. (2014). Analysis of product distribution and characteristics in hydrothermal liquefaction of barley straw in subcritical and supercritical water. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(3), 737–743. <https://doi.org/10.1002/ep.11977>

Tipo de hornos para la producción de carbón vegetal en México

Juan García-Quezada¹, Ricardo Musule-Lagunes^{2,3},
Noel Carrillo-Ávila⁴, Artemio Carrillo-Parra^{5*}

¹Programa Institucional de Doctorado en Ciencias Agropecuarias y Forestales (PIDCAF), Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED), Río Papaloapan y Boulevard Durango, Col. Valle del Sur, 34120 Durango, Mexico.

²Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

³Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana Campus Coatzacoalcos, Coatzacoalcos, México.

⁴Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental San Martinito. Kilómetro 56.5 Carretera Federal México Puebla, 74100 San Martinito Tlahuapan, Puebla, México.

⁵Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera (ISIMA), Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED), Boulevard del Guadiana 501, Ciudad Universitaria, Torre de Investigación, 34120 Durango, Mexico.

*Autor para correspondencia: acarrilloparra@ujed.mx

1. Introducción

El proceso de fabricación de carbón vegetal se remonta a la antigüedad, se ha utilizado en una amplia gama de aplicaciones, como dibujos rupestres, pólvora, fuegos artificiales, fines medicinales y purificación del agua (Antal y Grønli, 2003) y hasta hace unas décadas se desarrolló fuertemente junto con la metalurgia, esta industria requiere temperaturas mayores que las que podía alcanzar la combustión de la madera (Jelonek et al., 2020; Oaks, 2018). En la actualidad es una importante fuente de energía renovable que tiene cuatro usos principales: doméstico, producto químico, agrícola e industrial (Rodrigues y Braghini, 2019).

La carbonización es una pirólisis simultánea de los tres componentes principales de la madera: hemicelulosa, celulosa y lignina (Basile et al., 2017), la descomposición termoquímica de la materia orgánica ocurre por lo general a más de 350°C, en una atmósfera inerte (Surup et al., 2020).

El proceso de carbonización está influenciado por varios factores relacionados con las características físicas del horno, las variables del proceso y las características de la madera, lo que puede dar lugar a un carbón vegetal con diferente rendimiento y calidad. Los medios de control del proceso también tienen su influencia en el carbón vegetal producido, ya que este control suele ser empírico y depende de la experiencia del operador del horno (Rodrigues y Braghini, 2019; García et al., 2016).

África es el continente con mayor producción de carbón vegetal con 64% (32 011 636 toneladas al año (t/año) y Brasil representa al país con mayor producción a nivel mundial con un 11% (5 502 000 t/año) (Rodrigues y Braghini, 2019), mientras que en México la producción ronda aproximadamente el millón de t/año (Arias-Chalico, 2018).

La infraestructura utilizada para la producción de carbón vegetal se clasifica en cuatro tipos: hornos tradicionales, hornos tradicionales mejorados, hornos industriales y hornos industriales de alto rendimiento con bajas emisiones (Sangsuk, Buathong y Suebsiri, 2020). Los hornos de carbonización varían en cuanto a sus dimensiones y por lo tanto en la capacidad de producción, los materiales de construcción, la forma, el número de chimeneas, la mecanización, los niveles de control del proceso y la fuente de calor necesaria para calentar la madera, etc. (Rodrigues y Braghini, 2019). El presente capítulo contiene información de los diferentes tipos de tecnologías empleados para la producción de carbón vegetal en el contexto mexicano, los rendimientos y calidad del producto obtenido por tipo de horno, así como las principales especies maderables utilizadas.

2. Clasificación de hornos

En México, la producción de carbón vegetal se realiza mediante diferentes tecnologías o tipos de hornos, lo que se asocia a múltiples factores como son una amplia heterogeneidad de especies maderables, diferentes tipos de climas y topografía, entre otros. Además, la selección del tipo de horno se ve fuertemente influenciada por la disponibilidad económica de los productores y las características y acceso a la materia prima.

2.1 Hornos tradicionales

Los hornos de tierra, los cuales se encuentran en este tipo de hornos, aplican las tecnologías más sencillas para la producción de carbón vegetal, por lo tanto, representan el horno más común para la elaboración de carbón vegetal. La capacidad oscila entre 4 y 30 m³ de leña presentando rendimientos del 10 a 22 % en masa (Rodrigues y Braghini, 2019). Una ventaja de este tipo de horno es que se puede realizar la carbonización en el lugar donde se corta la madera, por lo que la inversión en su transporte es mínima. Son hornos que deben de ser vigilados durante todo el proceso, presentan mayores emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), lo cual resulta cansado y peligroso para el productor. Un problema por considerar es que el carbón vegetal tiende a salir sucio y su producción depende en gran medida de las buenas condiciones climáticas (Arias-Chalico, 2015). De este tipo de hornos se incluyen a los hornos tipo parva o montículo y de fosa.

2.1.1 Horno de montículo o tipo parva

Descripción

El horno de montículo de tierra es utilizado cuando el suelo es rocoso, duro o poco profundo, cuando el nivel freático está cerca de la superficie de carbonización o simplemente cuando se tienen pocos recursos para la construcción del horno (Chidumayo y Gumbo, 2013). Posee implicaciones importantes en la emisión de GEI, afectaciones a la salud del operador y altas horas de trabajo. Presenta un porcentaje considerable de leña sin quemar (inquemados) y producción de ceniza (quemados en exceso), y su funcionamiento depende de las condiciones ambientales. Según Arias-Chalico (2015) el rendimiento de producción oscila entre un 12 y 22 % en masa.

Forma de construcción

El proceso para la construcción del horno para producir carbón vegetal es muy simple, se inicia al nivelar el suelo y quitar piedras, hoyas y cualquier material que pueda contaminar el carbón, después se coloca en forma vertical piezas de leña en el centro, lo cual será la parte central del horno, se deja un espacio entre los leños del centro que es donde se iniciará el encendido. El encendido del horno se puede realizar de dos formas: introduciendo el fuego desde la parte superior hasta la parte central del montículo o introduciéndolo desde un costado del mismo horno, en ambos casos se deja un espacio en el centro del montículo con material de fácil ignición, por ejemplo, leña seca, ocote, hojarasca, etc. En el apilado del material, la leña más gruesa se coloca en la parte central, mientras que la más delgada en el exterior, finalmente se colocan acículas de pino, rastrojo, ramas o cualquier material que sirva de apoyo a una capa fina de tierra que cubrirá completamente el horno para controlar el acceso del aire y reducir la pérdida de calor durante el proceso (Figura 1) (Kajina et al., 2019).



Figura 1. Preparación de un horno de montículo o parva, ubicado en el municipio de Pueblo Nuevo, Durango.

Foto: Juan García Quezada.

El proceso de carbonización se realiza en forma lenta, requiere de mucha atención del productor para evitar que se forme grietas en la capa de tierra y que entre aire o se esponga el material (Figura 2).



Figura 2. Atención de un horno tipo montículo en la Vinata, Durango, Dgo.

Foto: Artemio Carrillo-Parra.

Uno de los problemas más comunes de la producción del carbón vegetal con hornos tipo montículo es la alta generación de humos y producción de inquemados (Figura 3).



Figura 3. Leña sin quemar que se produce cuando no se puede controlar de forma adecuada el proceso de carbonización en los hornos tipo montículo.

Foto: Artemio Carrillo-Parra.

Rendimiento

El volumen del apilado es generalmente de 5 a 8 metros cúbicos de madera (Food and Agriculture Organization [FAO], 1983), de lo cual es posible obtener una tonelada de carbón vegetal.

Calidad del carbón elaborado

El carbón vegetal obtenido es quebradizo, sucio y con alto porcentaje de inquemados, cenizas y humedad por lo que no se considera de buena calidad (Figura 4).



Figura 4. Bolsa típica de carbón vegetal producido en un horno tipo montículo. Se observan restos de acículas, ceniza y material sin carbonizar apropiadamente.

Foto: Artemio Carrillo-Parra.

Observaciones generales

- Este tipo de horno es recomendado en zonas con suelos rocosos.
- Utiliza gran cantidad de hojarasca.
- Las emisiones de GEI en este tipo de hornos son un riesgo para el productor.
- Es un horno que demanda mayor tiempo de cuidado y depende en su mayoría de las condiciones ambientales.

2.2 Horno tipo fosa

Descripción

El horno tipo fosa, se utiliza ampliamente en la región norte de México, en los estados de Nuevo León, Tamaulipas y Sonora (Figura 5). También se construyen en otras partes del país como Durango, Jalisco, Colima, Campeche y Quintana Roo, pero debido a la presencia de lluvias intensas solo son productivos en algunas estaciones del año.

La capacidad del horno dependerá de la escala de producción empleada, pequeña o gran escala y de la cantidad de trabajadores implicados. Generalmente se construyen para la producción de una a tres toneladas de carbón vegetal, con una duración promedio de quema y enfriado de 10 días. La Figura 6 representa un horno tipo fosa con medidas 3 m × 2 m × 2 m en sus direcciones largo ancho y profundidad, para una capacidad de 7 m³ de madera, su carbonización con madera de *Quercus* spp. (encino) genera una producción promedio de 60 a 80 costales con un peso de 15 a 20 kilos cada uno.



Figura 5. Horno tipo fosa, ubicado en el municipio Pueblo Nuevo, Durango.

Foto: Juan García Quezada.

El proceso de carbonización en este tipo de hornos inicia en la entrada de aire y va recorriendo longitudinalmente la quema. La carbonización hace que sea difícil obtener una producción uniforme. Además, puesto que la corriente de aire puede no ser uniforme, la producción de carbón vegetal puede contener un considerable volumen de tizones (FAO, 1983). El control de temperatura en este tipo de horno es complicado dado que solo se tiene una entrada de aire, por esta razón el control de carbonización se lleva a cabo mediante la observación del humo emitido, se estima que la temperatura alcanzada ronda los 500°C (FAO, 1983) (Figura 6). La primera fase en la carbonización es la eliminación de la humedad, por lo que la emisión de humo se torna en un color blanco y se le conoce como fase endotérmica, posteriormente se puede observar un color gris oscuro señal de que se eliminan los ácidos piroleñosos y además de iniciar la fase exotérmica, por último, se emite un color azul claro, señal de que la carbonización ha finalizado.



Figura 6. Horno tipo fosa encendido, ubicado en el municipio Unión de Guadalupe, Jalisco.

Foto: Juan García Quezada.

Forma de construcción y apilado de la leña

Este tipo de horno se construye cavando una zanja en el suelo y llenándola de madera antes de cubrir la pila de madera con hojas o láminas de metal y tierra para evitar que la madera se convierta en ceniza durante la carbonización (Chidumayo y Gumbo, 2013). Generalmente cuenta con una entrada de aire y una salida de humo. El apilado de la leña se inicia al colocar en la parte inferior leña gruesa en dirección transversal que servirá de

soporte de toda la leña, sobre esta leña se coloca leña un poco más delgada en dirección longitudinal del horno para permitir el flujo del vapor de agua y los gases (Figura 7).



Figura 7. Estructura de un horno tipo fosa con tapa metálica proceso de construcción, apilado de la leña, proceso de carbonización y extracción del carbón.

Foto: Artemio Carrillo-Parra.

Rendimientos

El tamaño del horno tipo fosa es variable, por lo general se contempla para una producción de una tonelada a tonelada y media de carbón vegetal (de cinco a diez m³ de madera), ya que un tamaño mayor implicará más tiempo de quema y es probable que no se obtenga un buen rendimiento.

Canul (2013) evaluó el rendimiento y calidad del carbón vegetal de las especies tropicales *Piscidia piscipula* (Javín) y *Lonchocarpus castilloi* (Machiche) en hornos de fosa, en Escárcega, Campeche con una medida de 3,18 m × 1,58 m × 1,67 m en sus direcciones largo ancho y profundidad, para una capacidad de 5,45 m³ de madera (Figura 8).

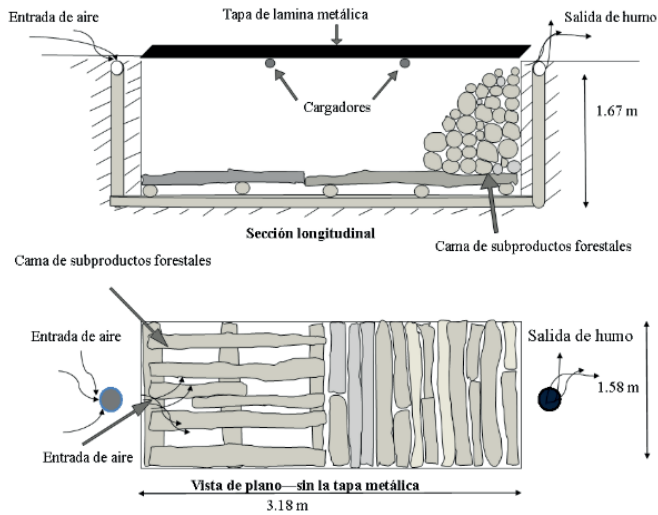


Figura 8. Estructura de un horno tipo fosa con tapa metálica.
 Fuente: Canul, 2013.

Se reportó un mejor rendimiento promedio para la especie *L. castilloi* la cual presentó un menor contenido de humedad al inicio de la carbonización (Tabla 1).

Tabla 1. Rendimiento de carbón vegetal obtenido de subproductos forestales de *P. piscipula* y *L. castilloi*.

Especie	Volumen (m ³ Tm ⁻¹)	Contenido de humedad (%)
<i>P. piscipula</i>	3,25 ± 0,69	95,07 ± 18,35
<i>L. castilloi</i>	2,92 ± 0,56	70,97 ± 36,22

Fuente: Canul, 2013.

Calidad del carbón elaborado

El carbón vegetal en la parte del encendido tiende a presentar un menor porcentaje de material volátil y mayor contenido de carbono fijo, por el contrario, el carbón vegetal

producido cerca de la salida de humo posee alto porcentaje de material volátil y bajo contenido de carbono fijo (FAO, 1983).

Canul (2013) mostró que la especie *L. castilloi* obtuvo las mejores características energéticas (Menor contenido de humedad, material volátil y cenizas, así como el mayor porcentaje de carbono fijo y poder calorífico) (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis proximal del carbón vegetal de dos especies tropicales en un horno tipo fosa.

Especie	Contenido de humedad (%)	Contenido de material volátil (%)	Contenido de cenizas (%)	Contenido de carbono fijo (%)	Poder calorífico (Kj kg ⁻¹)
<i>P. piscipula</i>	4,0 ± 0,97	28,2 ± 7,20	4,6 ± 1,20	63,3 ± 8,30	27218 ± 1730
<i>L. castilloi</i>	3,1 ± 0,69	26,4 ± 4,40	2,0 ± 0,70	68,4 ± 4,70	28741 ± 952

Fuente: Canul, 2013.

Observaciones generales

- Se recomienda emplear este tipo de horno cuando se tiene poca disponibilidad económica, en lugares donde el suelo es profundo y libre de rocas, con bajos niveles de humedad y baja presencia de lluvias.
- La generación de GEI en este tipo de hornos es alta, por lo que se recomienda que se utilicen mascarillas de protección.
- Este tipo de tecnología es considerada la de menor rendimiento másico, requiriendo una mayor cantidad de madera para la producción de carbón vegetal.

2. 3 Hornos de mampostería

La construcción de este tipo de hornos debe ser en áreas que poseen un plan de aprovechamiento forestal a mediano o largo plazo, se deben de ubicar en un punto medio en donde se encuentra la disponibilidad de la materia prima, el terreno debe de ser amplio para tener un patio de almacenamiento, tener caminos con acceso a camioneta y tráiler, el terreno debe contener poca humedad, ser firme y compacto.

Pueden ser construidos en tamaños medianos (<3 ton) a grandes (>3 ton). Se construyen totalmente con ladrillos hechos localmente con arcilla/arena de cocción liviana y de barro. No requieren de gran cantidad de acero, excepto de pocas barras sobre las puertas y como refuerzo en la base del domo, los hornos pueden ser enfriados fácilmente formando arcilla viscosa y se sellan herméticamente con facilidad durante el enfriamiento (FAO, 1983).

El ciclo de vida de este tipo de hornos depende del cuidado que se le haga, al momento de cargar el horno de leña es importante no golpear las trozas de madera contra la pared del horno, durante el proceso de carbonización se recomienda tener un control de temperatura no mayor a 600°C ya que las altas temperaturas pueden agrietar las paredes del horno y con esto reducir el tiempo de vida del mismo, un horno con los correctos cuidados puede funcionar hasta por 10 años.

Utilizan el calentamiento interno basado en la combustión parcial de la materia prima. Los hornos tienen una puerta principal que se abre para cargar y descargar el carbón vegetal. Dependiendo de la capacidad del horno se puede utilizar montacargas para cargar y

descargar la madera y el carbón vegetal. Después de la carga, la puerta se cierra y sella con ladrillos y barro. Los respiraderos alrededor de la base del horno se utilizan para controlar la infiltración de aire (Kajina et al., 2019) y con ello la temperatura.

El rendimiento en masa de este tipo de hornos es superior al 25%, cuando se utiliza madera seca se puede llegar incluso al 40%, se tiene la desventaja del costo de transporte de la leña a la carbonera (Arias-Chalico, 2015).

2.3.1 Horno colmena brasileño

Descripción

Este tipo de horno tiene la característica de ser circular, con techo en cúpula o domo, con paredes verticales, puede tener de una a seis chimeneas, alrededor del horno es posible observar un diverso número de respiraderos y puede ser construido con ladrillos comunes (Figura 9). La pared circular está totalmente en contacto con el aire externo (FAO; 1983; CONAFOR, 2022). La carga de madera en el horno se puede realizar con montacargas o hasta con más de cinco personas dependiendo la capacidad de producción, el encendido del horno inicia por la parte superior del horno.

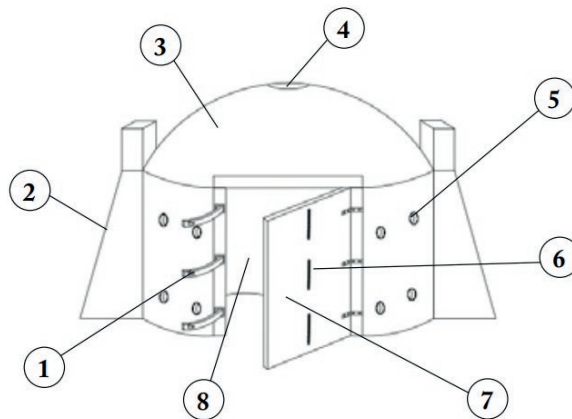


Figura 9. Estructura de un horno colmena brasileño. 1) Tensor de la puerta, 2) Columna soporte, 3) Domo, 4) Orificio de inicio del fuego, 5) Wido (respiradero), 6) Cadena de tensión de la puerta, 7) Puerta y 8) Bóveda.

Fuente: Secretaría del Trabajo y Previsión Social (STPS), 2015.

La quema ocurre de manera descendente, por lo que la coloración del humo generada por los respiraderos es la señal que utilizan los manejadores de este tipo de horno, al observar un color de humo azul se procede a cerrar los respiraderos y con ello hacen que la lumbre descienda a la parte inferior del horno, por último, cuando la tonalidad azul del humo es observada por los respiraderos inferiores se procede a sellar el horno y recubrir con mezcla de barro para ayudar a su posterior enfriado. Dependiendo de los productores es común que después de dos días para acelerar el enfriado se le agregue agua dentro del

horno, no es recomendado, pero esto acelera el tiempo de enfriado, ya que si se deja enfriar a condiciones ambientales puede sumar de 3 a 5 días más.

Este tipo de horno está dirigido a los productores de mediana a gran escala y situados en lugares donde se tiene una alta disponibilidad de biomasa para la transformación, la capacidad de este horno puede ser mayor a los 40 m³ de leña y busca una producción promedio de 5 toneladas de carbón vegetal por ciclo de quema, con una duración de los 9 a los 15 días de quema. Se contempla que para la construcción de un horno colmena brasileño se necesitan alrededor de \$100 000 pesos mexicanos.

Forma de construcción

CONAFOR (2022) indica que para la construcción de un horno de 5 m de diámetro se requieren alrededor de 8500 ladrillos con una medida de 20 × 10 × 5 cm, 1 listón de madera cepillada de 1" × 2" de 3,10 m de largo, 1 tabla de 1/2" × 2" y 27 cm de largo, 1 bisagra metálica de 2" de ancho, 1 viga de acero de 2 m de largo y 10 cm de ancho entre los lados, 1 plomada y un nivel. Para asentar el cimiento se hace una zanja de 35 centímetros de ancho a partir del círculo previamente marcado, la puerta se debe ubicar en donde hay menos viento, para reducir la posibilidad de incendio al abrir el horno, esta deberá tener 1 metro de ancho y pilares en sus lados contruoidos de ladrillos amarrados, una vez seleccionado el sitio de la puerta y previo a levantar la pared, se seleccionan los lugares donde quedarán las chimeneas (Figura 10).

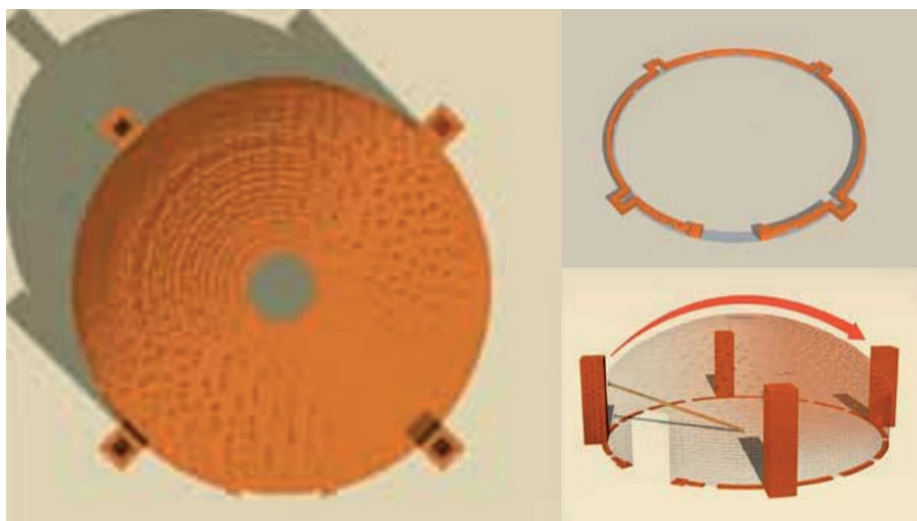


Figura 10. Construcción horno colmena brasileño.

Fuente: CONAFOR, 2022.

Rendimiento

Bustamante et al. (2012) reportó un rendimiento de 5,4 m³ de madera para la producción de una tonelada de carbón vegetal con leña cuarteada, mientras que para las ramas se requirió de 9,2 m³ de madera para dicha producción.

Calidad del carbón elaborado

Ordaz (2003) evaluó las diferencias de calidad que presenta el carbón vegetal elaborado a partir de especies de *Quercus* (Encino) en diferentes posiciones y alturas dentro del horno producido en un horno colmena brasileño con un diámetro de 5 m y un volumen de 45 m³ de madera. El nivel uno representó el nivel de suelo, nivel dos fue la parte media del horno y por último el nivel tres fue la parte superior del horno. En ese estudio se identificaron diferencias en las características físicoquímicas del carbón vegetal respecto al nivel del horno, las muestras obtenidas de la parte superior del horno mostraron las mejores características energéticas (mayor porcentaje de carbono fijo y contenido de poder calorífico, así como el menor porcentaje de material volátil), por el contrario, las muestras obtenidas a nivel del suelo obtuvieron las menores características energéticas (alto porcentaje de material volátil, así como menor porcentaje de carbono fijo y contenido de poder calorífico). Por lo tanto, a mayor nivel del horno se obtuvo un carbón vegetal con menor densidad (gr/cm³), por el contrario, a menos altura de carbonización se obtuvo mayor densidad (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis físicoquímico del carbón vegetal elaborado en un horno colmena brasileño.

Horno	Nivel	Contenido de material volátil (%)	Contenido de cenizas (%)	Contenido de carbono fijo (%)	Densidad (gr/cm ³)	Poder calorífico (cal/gr)
1	1	26,80	3,70	69,50	0,51	6720,34
1	2	13,40	2,70	83,90	0,49	7654,26
1	3	8,30	3,10	88,60	0,47	7962,69
2	1	30,23	1,90	67,87	0,53	6844,55
2	2	13,20	2,30	84,50	0,47	7696,90
2	3	12,33	3,20	84,47	0,42	7720,28
3	1	36,00	2,70	61,30	0,53	6475,80
3	2	23,60	3,10	73,30	0,51	7022,56
3	3	20,40	3,10	76,50	0,46	7194,09

Fuente: Ordaz, 2003.

Bustamante et al. (2012) evaluaron la calidad del carbón vegetal de *Quercus sideroxylo* en un horno colmena brasileño con una capacidad de 81 m³ de biomasa, se utilizaron ramas y leña cuarteada y se evaluó la calidad en diferentes niveles del horno (bajo, medio y alto). Se reportó que el carbón vegetal producido en la parte alta del horno presenta las mejores características energéticas (menor contenido de material volátil, así como mayor

contenido de carbono fijo y poder calorífico), además se reportó que las ramas producen una mejor calidad de carbón vegetal (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis fisicoquímico del carbón vegetal elaborado en un horno colmena brasileño.

Biomasa	Posición del horno	Contenido de humedad (%)	Contenido de material volátil (%)	Contenido de cenizas (%)	Contenido de carbono fijo (%)	Poder calorífico (J g ⁻¹)
Ramas	Bajo	3,9 ± 0,1	22,1 ± 2,5	3,7 ± 1,0	70,1 ± 2,4	30800 ± 5,3
	Medio	3,3 ± 0,1	19,0 ± 1,7	5,2 ± 1,5	72,2 ± 2,5	33900 ± 4,4
	alto	3,8 ± 0,1	12,5 ± 2,0	4,8 ± 1,0	78,8 ± 1,7	32000 ± 7,5
Leña cuarteada	Bajo	3,2 ± 0,1	27,1 ± 1,8	6,3 ± 0,4	63,2 ± 1,7	30500 ± 5,3
	Medio	3,4 ± 0,1	27,9 ± 3,6	5,2 ± 1,5	63,2 ± 3,5	25200 ± 6,8
	Alto	3,3 ± 0,1	23,0 ± 2,9	6,7 ± 1,1	66,8 ± 2,8	31400 ± 1,7

Fuente: Bustamante et al., 2012.

Observaciones generales

- Este tipo de horno puede ser construido para una producción mayor a los 40 m³ por quema.
- Es recomendado para productores de gran escala.
- Debido a la complejidad de su llenado es importante no golpear las paredes del horno al cargar de madera el horno.

2.3.2 Horno media naranja argentino

Descripción

La forma es semiesférica, no posee chimenea, pero contiene respiraderos por todo el contorno del horno (Figura 11), la FAO (1983) menciona que este tipo de horno tiene un diámetro promedio de 6 m, pudiendo ser menor o mayor según la disponibilidad de la leña y del número de hornos en la carbonera, según el tamaño, el horno puede tener dos puertas, diametralmente opuestas una de la otra. La línea de las puertas debe ser perpendicular a la dirección de los vientos predominantes. La fabricación de dicho horno oscila los \$64000 pesos mexicanos.



Figura 11. Horno media naranja argentino, ubicado en el ejido Unión de Guadalupe, Jalisco.
Foto: Juan García Quezada.

Forma de construcción

Para un horno con un diámetro de 6 m se necesitan alrededor de 6000 ladrillos de una medida de 20 × 10 × 5 centímetros. Los hornos son construidos de forma semiesférica sin chimenea, la inclinación gradual de las paredes circulares genera resistencia para soportar los efectos de la temperatura, la construcción es cubierta con mezcla de cemento, arcilla y cal (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias [INIFAP], 2018).

Para construir el horno implementado por el INIFAP es necesario nivelar un terraplén de siete metros para lograr trazar y levantar cada obra, las cuales se anclaron al suelo con una cimentación a base de una plancha firme de cemento y posteriormente cinco hileras de tabique unido con este mismo tipo de material (Figura 12).



Figura 12. Construcción de un horno media naranja argentino en el ejido Tenantitlán, Huayacotla, Veracruz.

Fuente: INIFAP, 2018.

Rendimiento

INIFAP (2018) indicó que la producción de carbón vegetal en un horno media naranja argentino con medida de 2 m de altura hasta la construcción a muro doble, 1 m de altura de la bóveda con muro sencillo y un diámetro base de 4,5 m; con capacidad de 27 m³ de madera de *Quercus* (Encino) tuvo una producción de 4,7 toneladas de carbón vegetal a una temperatura máxima de 400°C, en un promedio de 12 días de proceso.

Calidad del carbón elaborado

García-Quezada et al. (en proceso) Evalúan la calidad del carbón vegetal de *Quercus magnoliifolia* (Encino blanco) y *Quercus sideroxyla* (Encino rojo) en Jalisco, con una temperatura máxima de carbonización de 451°C se obtuvo que *Quercus magnoliifolia* posee los mejores valores energéticos (Tabla 5).

Tabla 5. Análisis fisicoquímico del carbón vegetal elaborado en un horno media naranja argentino.

Especie	Contenido de humedad (%)	Contenido de material volátil (%)	Contenido de cenizas (%)	Contenido de carbono fijo (%)	Poder calorífico (Mj kg ⁻¹)
Encino blanco	1,50 ± 0,59	20,79 ± 10,00	4,03 ± 0,95	73,66 ± 9,68	29,65 ± 1,72
Encino rojo	2,00 ± 0,28	25,14 ± 0,39	3,30 ± 0,76	69,53 ± 0,44	28,94 ± 0,15

Fuente: García Quezada, en proceso.

Observaciones generales

- Es un horno que se puede diseñar para gran capacidad y reducir tiempos de carbonización gracias al número de respiraderos que posee.
- Debido a que los respiraderos se encuentran distribuidos en todo el contorno del horno es necesario tener un control correcto del aire, para evitar la producción de cenizas y tizones.

2.3.3 Horno rabo quente

Descripción

Según Arias-Chalico (2011) el primer horno rabo quente en México se implemento en el año 2003, para el año 2008 se llevó a cabo una modificación al horno, instalando una chimenea y haciendo una mejor distribución de los respiraderos (Figura 13), posteriormente este horno fue difundido en varios estados de la república mexicana como: Querétaro, Tamaulipas, Hidalgo, Jalisco, Tabasco, Campeche, Quintana Roo, Sonora y Guanajuato.



Figura 13. Horno rabo quente.

Fuente: Arias-Chalico, 2011.

INIFAP (2020) sugiere que el encendido en este tipo de horno se realice por la parte inferior y al centro del horno (Figura 14). Por lo que se coloca madera de gran tamaño al centro cubriéndola con ocote, para lograr iniciar el proceso de forma rápida y evitar que el horno se apague de inicio. Esto garantiza que la quema inicie fuerte y caliente rápido la cúspide del horno (Figura 15). El inicio de la carbonización se da desde la parte alta y progresa hasta llegar a los orificios del piso. El cierre del horno se realiza cuando los respiraderos inferiores terminan con fuego en la madera que logra visualizarse por estos orificios y, finalmente, termina con braza ardiente en fracciones sobre el suelo (Figura 16). La fabricación de dicho horno oscila los \$20 000 pesos mexicanos.



Figura 14. "Casa de fuego" que da lugar al inicio de la ignición.

Fuente: INIFAP, 2020.



Figura 15. Encendido del horno por la parte baja y con la ayuda de una antorcha de extensión.
Fuente: INIFAP, 2020.



Figura 16. Sellado del horno para su rápido enfriamiento.
Fuente: INIFAP, 2020.

Rendimiento

Los hornos construidos para la producción de carbón vegetal en el paraje Taxintle al oriente de la comunidad de San Bernardino, Puebla por INIFAP (2020), tuvieron una capacidad de 4 m³ de leña con una producción estimada de 1 tonelada de carbón vegetal.

Arias-Chalico (2015) menciona que el rendimiento de carbón vegetal en un horno rabo quente es de 1300 a 1800 kg con madera de encino, 1500 a 1900 kg con leña de mezquite y 2300 a 2600 con madera de pukte, con una capacidad del horno de 6 m³ de leña, con una medida de 3,20 m de diámetro interno y 2,20 m de altura interior (Figura 17). Para dicho proceso de carbonización se reportó un tiempo de quema de 3 a 12 días y un enfriado de 3 a 5 días.

Calidad del carbón elaborado

El ser un horno relativamente pequeño para la producción de carbón vegetal, permite tener un buen monitoreo del proceso, por lo que es posible obtener una producción homogénea y de buena calidad para el uso doméstico.

Observaciones generales

- Este tipo de horno es recomendado cuando se tiene poco volumen de aprovechamiento, pero se busca un carbón de calidad con buenas condiciones de trabajo.
- El ser un horno pequeño da la oportunidad de tener un buen manejo, con pocas horas de trabajo para su llenado, así como su descarga y un buen rendimiento másico.
- Es posible trabajarlo desde una persona.

2.3.4 Horno media naranja modificado

Descripción

Este tipo de horno se encuentra en diversos ejidos de Quintana Roo, se construyen de 2,4 m de altura por 3,5 m de diámetro, posee una chimenea, tres respiraderos en la parte superior del horno y cuatro en la parte inferior (a ras del suelo), la capacidad del horno es de 15 m³ de madera para una producción promedio de dos a tres toneladas de carbón vegetal con especies duras tropicales, la temperatura monitoreada en la carbonización ronda los 500°C en un proceso promedio de ocho días de quema (Figura 18).



Figura 18. Estructura de un horno media naranja modificado, ubicado en el ejido Río Escondido, Quintana Roo.

Foto: Juan García Quezada.

Este horno no tiene hueco de encendido, por esta razón el encendido se realiza por la parte superior de la puerta (Figura 19).



Figura 19. Encendido de un horno media naranja modificado.

Foto: Juan García Quezada.

Mediante el proceso de carbonización se observan diferentes tonalidades de color del humo, cuando el humo es color blanco se realiza la pérdida de humedad, después pasa a

un color gris oscuro que representa la eliminación del material volátil, posteriormente se observa una tonalidad azul, indicando que la madera ha sido transformada a carbón vegetal, en este momento se procede a tapar los respiraderos superiores para hacer que la lumbre descienda y por último cuando la tonalidad azul es observada en los respiraderos inferiores significa que la carbonización ha finalizado (Figura 20), después se procede a sellar la chimenea y resanar el horno para su enfriamiento.



Figura 20. Proceso de carbonización finalizado, se observa una tonalidad azul al momento de salir por el respiradero inferior.

Foto: Juan García Quezada.

Forma de construcción

Para la construcción de este tipo de horno es necesario utilizar 1,5 m³ de piedra blanca molida denominada "Saskab", 1 m³ de arena, 2,5 m³ de grava, 16 bultos de cemento y 12 bultos de cal, el costo total de elaboración de un horno media naranja modificado contemplando material y mano de obra es de \$25 000 pesos mexicanos.

Rendimiento

La producción de carbón vegetal en la zona sur del país mediante este tipo de horno ofrece un rendimiento promedio de una tonelada de carbón vegetal por cada 4,5 a 6,3 m³ de madera, esto dependerá de las condiciones físicas y químicas de la madera y de las condiciones de carbonización.

Calidad del carbón elaborado

García-Quezada *et al* (2019) evaluaron la calidad del carbón vegetal de diez especies tropicales en este tipo de horno, las cuales fueron: *Caesalpinea platyloba* (chacté), *Eugenia organoides* (guayabillo), *Esembeckya berlandierii* (gusano), *Trichilia minutiflora* (limonaria), *Lonchocarpus castilloi* (machiche), *Brosimum alicatrum* (pupiste), *Bucidas buceras* (pup-té), *Diphysa carthaginensis* (ruda), *Alseis yucatanensis* (tabaquillo) y *Pouteria unilocularis*

(zapotillo). La especie que obtuvo los mejores valores energéticos fue *Brosimum alicatrum* (Pupiste), al presentar el menor porcentaje de material volátil y mayor porcentaje de carbono fijo y poder calorífico (Tabla 6).

Tabla 6. Análisis fisicoquímico del carbón vegetal de diez especies tropicales un horno media naranja modificado.

Especie	Contenido de Humedad (%)	Contenido de material volátil (%)	Contenido de cenizas (%)	Contenido de carbono fijo (%)	Poder calorífico (MJ/kg)
Zapotillo	3,76 ± 0,12	19,48 ± 0,27	5,77 ± 0,19	70,99 ± 0,01	31,82 ± 0,13
Guayabillo	3,71 ± 0,06	19,67 ± 0,80	6,53 ± 0,74	70,09 ± 0,77	31,01 ± 0,21
Gusano	4,28 ± 0,02	36,79 ± 1,53	3,36 ± 0,61	55,57 ± 0,99	28,73 ± 0,09
Chacte	3,63 ± 0,03	37,20 ± 0,82	2,04 ± 0,21	57,13 ± 0,67	29,87 ± 0,13
Tabaquillo	4,09 ± 0,02	29,67 ± 1,21	2,71 ± 0,38	63,53 ± 0,81	30,21 ± 0,19
Ruda	3,60 ± 0,05	35,34 ± 0,64	1,49 ± 0,42	59,56 ± 0,39	29,38 ± 0,05
Pupte	3,82 ± 0,02	33,01 ± 0,64	3,91 ± 0,17	59,25 ± 0,82	28,70 ± 0,04
Pupiste	4,79 ± 0,03	15,08 ± 2,39	2,50 ± 0,92	77,63 ± 1,49	33,57 ± 0,19
Limonaria	4,43 ± 0,03	29,50 ± 0,40	3,97 ± 0,11	62,09 ± 0,46	29,72 ± 0,14
Machiche	2,16 ± 0,03	31,76 ± 1,03	6,98 ± 0,27	59,08 ± 1,28	29,01 ± 0,09

Fuente: García-Quezada et al., 2019.

Observaciones generales

- Es un tipo de horno que no necesita de ladrillos para su elaboración, se puede fabricar mediante material existente en la región.
- La capacidad del horno permite realizar el proceso de carbonización hasta en una semana, siempre y cuando se tenga un nivel bajo de humedad en la madera (<30%).
- Dentro de los hornos de mampostería representa una opción viable por su capacidad de producción.

2.4 Hornos metálicos

La eficiencia de los hornos tipo retorta en la producción de carbón vegetal es aproximadamente dos veces mayor que la de los hornos de montículo de tierra, y alcanzan un rendimiento de aproximadamente el 35% en peso en base seca (Balat, 2008). Este tipo de hornos utilizan el calentamiento externo y recirculan el gas emitido durante la carbonización, por lo que obtienen rendimientos superiores a los otros tipos de hornos. Además, tienen la característica de colectar el alquitrán producido durante la carbonización, razón por la cual se dice que son hornos amigables con el ambiente. El proceso de carbonización es el más rápido, al lograr ofrecer una carbonización completa en 24 horas de proceso.

2.4.1 Horno metálico tipo "INIFAP-CEVAG"

Descripción

La innovación del horno radica en la reducción de tiempos de carbonización (72 horas, más el tiempo de enfriamiento); la vida útil del horno es de cuatro a cinco años, es semifijo, se carga fácilmente, evita la exposición del operario a la inhalación de humo, reduce costos de producción y el carbón se genera sin impurezas (Figura 16). Este tipo de tecnología es apropiada para productores que tienen abastecimientos de leña y residuos de aserraderos en volúmenes de 600 a 800 m³ anuales (INIFAP, 2020). Dicho horno tiene un costo de \$40 000 pesos mexicanos.

El principio general de los hornos INIFAP-CEVAG es calentar por arriba de los 300°C la sección superior dejando 12 ventilas abiertas y colocar los cuatro tubos para la salida del humo. El encendido se realiza en la parte superior, procurando que sea parejo en todo el copo para evitar que se cargue la lumbre hacia un solo lado del horno en su descenso a las ventilas o entradas de aire (INIFAP, 2000). Una vez que la conversión en carbón avance, las paredes del horno se calentarán hasta llegar al piso, luego iniciará fuego en una de las ventilas inferiores indicativo de que comienza el fin del proceso, posteriormente hay que esperar a que el resto de las ventilas tenga fuego para cerrar y enfriar el horno (Figura 21). Se da por terminado el proceso de carbonización cuando todas las ventilas han sido cerradas con las tapas (Figura 22) (INIFAP, 2000).



Figura 21. Llenado de un horno metálico INIFAP-CEVAG.

Fuente: INIFAP, 2020.



Figura 22. Seguimiento al proceso de quema en el horno metálico INIFAP-CEVAG.

Fuente: INIFAP, 2020.

Forma de construcción

Este tipo de horno consta de tres secciones octagonales ensamblables una sobre otra (Secciones 1, 2 y 3). Dieciséis ventilas con sus tapas distribuidas dos en cada cara del octágono de la sección 1. Una tapa superior octagonal en la cual se encuentra la ventila de vaporización con su tapa. Cuatro tubos o chimeneas (Figura 23). Para la colocación e instalación del horno, de preferencia se selecciona un lugar plano, con buen drenaje y directamente en la zona donde se encuentra la leña (INIFAP, 2000).

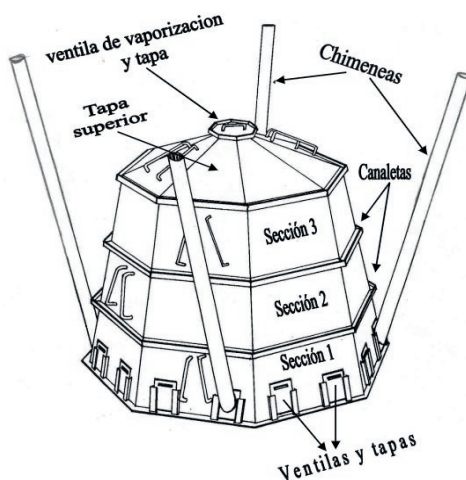


Figura 23. Estructura de un horno "INIFAP-CEVAG".

Fuente: INIFAP, 2000.

Son hornos octagonales abatibles de metal que pueden ser transportados de un lugar a otro de manera sencilla, la capacidad del horno es de 3 m³ de madera (INIFAP, 2020).

Rendimiento

El rendimiento medio es de 6,5 a 7,5 m³ de madera por tonelada de carbón obtenido.

INIFAP (2020) reportó una producción de 600 kilogramos por quema para la producción de carbón vegetal con leña de *Quercus* spp. (encino) en el ejido Tlahuizapa, Guerrero.

Calidad del carbón elaborado

La calidad del carbón vegetal elaborado con este tipo de horno es alta, en la Figura 24 se presentan resultados de Ontiveros (2022) que estudió las características del carbón de *Quercus sideroxyla* con diferentes diámetros, se observó que la leña menor a 0,14 m posee las mejores características energéticas. (Tabla 7).

Tabla 7.

Tipo de leña	Contenido de humedad (%)	Material volátil (%)	Cenizas (%)	Carbono fijo (%)	Poder calorífico superior (MJ/kg)
≤ 0,14 m	1,68	8,50	4,87	84,95	29,99
> 0,14 m	2,64	12,90	7,55	76,91	30,71
Leña rajada	2,35	17,76	4,36	75,53	29,16

Observaciones generales

- Una ventaja de este tipo de horno es que se pueden transportar e instalar directamente en la zona donde se encuentra la materia prima.
- El llenado de madera y la descarga del carbón vegetal se lleva a cabo con dos personas en un promedio de dos horas cada actividad.

2.4.2 Horno de carbonización EKKO

Descripción

El horno posee 2 cámaras conectadas a la chimenea con un deflector al horno (Figura 24). El horno incluye 4 carros, una plataforma para mover los carros, soportes para cargar la materia prima y descargar el carbón, y un elevador eléctrico. Las cámaras pueden funcionar en los modos “secado” y “pirólisis”. Cada cámara contiene un carro y dispone de una compuerta para cargar/descargar los carros (Greenpower, 2019).



Figura 24. Horno para producción de carbón vegetal tipo retorta EKKO.

Fuente: Montelongo, 2021.

Las cámaras están equipadas con canales que sirven para liberar el vapor emitido durante el secado de la materia prima, y el gas emitido en el horno durante el proceso de pirólisis, lo que garantiza el mantenimiento de los procesos de secado y pirólisis. La combustión completa del gas de pirólisis garantiza la seguridad medioambiental del proceso. Un sello de agua está conectado a cada cámara para estabilizar la presión dentro de la misma. Todos los elementos de control están mecanizados. Se mantiene un registro permanente de los principales parámetros de funcionamiento, lo que permite realizar un análisis del funcionamiento del horno (Greenpower, 2019).

Forma de construcción

El horno está fabricado con materiales aislantes que pueden soportar temperaturas altas (hasta 1300°C), lo que elimina la necesidad de ladrillos refractarios de "lastre", hormigón y láminas de metal. El sistema de control permite automatizar el proceso tecnológico y minimizar la influencia del factor humano en la productividad del horno de carbón vegetal y la calidad del carbón vegetal terminado.

Rendimiento

Este tipo de horno tiene una capacidad de 4,4 m³ de madera, para una producción promedio de 1 tonelada de carbón vegetal, se contempla que en un mes la producción es de 20 a 35 toneladas de carbón vegetal, el ciclo completo de producción es de 20 horas contemplando la carbonización y el enfriado (greenpower, 2019; Montelongo, 2021).

Montelongo (2021) evaluó el rendimiento del carbón vegetal con madera de *Quercus* spp. con una humedad de 12% para el lote 1 y de 36% para el lote 2, reportó un rendimiento en masa de 25,58% con una temperatura de 420°C para el lote 1, mientras que el lote dos obtuvo un rendimiento del 34,65% con una temperatura de 460°C.

Calidad del carbón elaborado

Montelongo (2021) reportó que el carbón elaborado con menor contenido de humedad posee mejores características energéticas (Tabla 7).

Tabla 7. Análisis fisicoquímico del carbón vegetal elaborado con especies de *Quercus* en un horno EKKO.

Lote	Contenido de Humedad (%)	Contenido de material volátil (%)	Contenido de cenizas (%)	Contenido de carbono fijo (%)
1	2,78	22,63	1,65	72,94
2	3,10	26,32	2,13	68,45

Fuente: Montelongo, 2021.

Observaciones generales

- Este tipo de horno es capaz de producir carbón uniforme con calidad de exportación.
- Cuando se tiene disponibilidad económica es una tecnología rentable que devolverá el capital invertido en mediano plazo.
- Es una tecnología limpia que no aporta GEI al ambiente.
- Las condiciones de trabajo para los carboneros son benéficas en el ámbito de salud.
- Es necesario capacitar al productor en el manejo adecuado del software.

3. Referencias

- Antal, M.J., Gronli, M. (2003). The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. *Ind. Eng. Chem*, 42, 1619–1640. <https://doi.org/10.1021/ie0207919>
- Arias-Chalico, T. (2011). *Construcción y producción de carbón vegetal en hornos mejorados "Rabo Quente"*. CONAFOR.
- Arias-Chalico, T. (2018). *Situación actual y escenarios para el desarrollo de biocombustibles sólidos en México hacia 2024 y 2030*. In Red Mexicana de Bioenergía A.C.
- Arias-Calico, T., Naturaleza y Desarrollo, NYDE AC. (2015). *Tecnologías de producción de carbón vegetal*.
- Basile, L., Tugnoli, A., Cozzani, V. (2017). Influence of Macrocomponents on the Pyrolysis Heat Demand of Lignocellulosic Biomass. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 56, 6432–6440. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b00559>
- Bustamante-García, V., Carrillo-Parra, A., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R.G., Corral-Rivas, J.J., Garza-Ocañas, F. (2013). Evaluation of a charcoal production process from forest residues of *Quercus sideroxyla* Humb., & Bonpl. in a Brazilian beehive kiln. *Industrial Crops and Products*, 42(1), 169–174. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.04.034>

- Canul, S. (2013). Rendimiento y calidad del carbon vegetal elaborado en horno tipo fosa con subproductos forestales de *Piscidia piscipula* (L.) Sarg. Y *Lonchocarpus castilloi* Standl. En campeche (Issue 81). Maestría thesis, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Chidumayo, E.N., Gumbo, D.J. (2013). The environmental impacts of charcoal production in tropical ecosystems of the world: A synthesis. *Energy for Sustainable Development*, 17(2), 86–94. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2012.07.004>
- CONAFOR. (2022). Catálogo de Paquetes Tecnológicos Forestales.
- Cruz-Montelongo C. (2021). Caracterización y estandarización de biocombustibles sólidos para la generación de calor y electricidad. Reporte de conclusión de tesis de maestría. Clúster de Biocombustibles Solidos (CBS).
- Food and Agriculture Organization (FAO). (1983). Métodos simples para fabricar carbón vegetal. <http://www.fao.org/docrep/x5328s/x5328s00.htm>.
- García, C., Riegelhaupt, E., Maser, O. (2016). Estado del Arte de la bioenergía en México. In Red Temática de Bioenergía (RTB) del Conacyt. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3556.2321>
- García, J., Pámanes, G., Wehenkel, C., Escobedo, M., Ruíz, F., Carrillo, A. (2019). Caracterización energética del carbón vegetal de diez especies tropicales. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 6(1), 37–47.
- Greenpower. (2019). <https://greenpower.equipment/es/historial-greenpower/2019>.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). (2000). Manual para elaborar¹ carbón vegetal en horno metálico tipo "CEVAG".
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). (2018). Incremento de la capacidad productiva de los hornos de carbón del ejido Tenantitlán.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). (2020). Tecnología para la producción de carbón vegetal con hornos de ladrillo tipo rabo-quente.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias INIFAP. (2020). Tecnología para la producción de carbón vegetal en horno metálico tipo "INIFAP-CEVAG".
- Jelonek, Z., Drobnik, A., Mastalerz, M., Jelonek, I. (2020). Environmental implications of the quality of charcoal briquettes and lump charcoal used for grilling. *Science of the Total Environment*, 747, 25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141267>
- Kajina, W., Junpen, A., Garivait, S., Kamnoet, O., Keeratiisariyakul, P., Rousset, P. (2019). Charcoal production processes: An overview. *International Journal of Sustainable Energy and Environment*, 10, 19–25.
- Oaks, R. (2018). Making charcoal and biochar: a comprehensive guide. The Crowood Press, Wiltshire.
- Ordaz, J. (2003). *Análisis de la calidad del carbón vegetal de encino producido en horno tipo colmena brasileño en Huayacocotla, Veracruz*. Universidad Autonoma Chapingo.
- Rodrigues, T., Braghini Junior, A. (2019). Charcoal: A discussion on carbonization kilns. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 143(July), 16. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2019.104670>

- Sangsuk, S., Buathong, C., Suebsiri, S. (2020). High-energy conversion efficiency of drum kiln with heat distribution pipe for charcoal and biochar production. *Energy for Sustainable Development*, 59, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2020.08.008>
- Secretaría del Trabajo y Previsión Social (STPS). (2015). Producción de Carbón Vegetal en Horno Tipo Colmena Brasileño. Prácticas Seguras en el Sector Forestal.
- Surup, G.R., Trubetskaya, A., Tangstad, M. (2020). Charcoal as an alternative reductant in ferroalloy production: A review. *Processes*, 8(11), 1–41. <https://doi.org/10.3390/pr8111432>

ISBN: 978-84-15413-47-9



PROGRAMA
IBEROAMERICANO

CYTED

CIENCIA Y TECNOLOGÍA PARA EL DESARROLLO



RED IBEROMASA