



Análisis de las principales tecnologías para el aprovechamiento de los residuos madereros

Analysis of the main technologies for the use of wood waste

Análise das principais tecnologias de aproveitamento de resíduos de madeira

Jaime Andrés Chamba-Tivan ^I

agi2017107@uea.edu.ec

<https://orcid.org/0009-0008-3297-1799>

David Agapito Zambrano-Vera ^{II}

dzambrano@uea.edu.ec

<https://orcid.org/0000-0002-2121-0205>

Jennifer Daniela Zambrano-Tapia ^{III}

jennidani_97@hotmail.com

<https://orcid.org/0000-0001-5660-7408>

Sheyla Israela Fernández-Rodríguez ^{IV}

sfernandez@uea.edu.ec

<https://orcid.org/0000-0002-1400-8316>

Correspondencia: agi2017107@uea.edu.ec

Ciencias Técnicas y Aplicadas

Artículo de Investigación

* **Recibido:** 17 de mayo de 2024 * **Aceptado:** 16 de junio de 2024 * **Publicado:** 03 de julio de 2024

- I. Universidad Estatal Amazónica, Pastaza, Puyo, Ecuador.
- II. Universidad Estatal Amazónica, Pastaza, Puyo, Ecuador.
- III. Universidad Estatal Amazónica, Pastaza, Puyo, Ecuador.
- IV. Universidad Estatal Amazónica, Pastaza, Puyo, Ecuador.

Resumen

La madera es un recurso renovable con propiedades destacadas, pero su creciente uso genera grandes cantidades de residuos, requiriendo soluciones sostenibles. El objetivo del presente trabajo fue identificar las principales tecnologías para aprovechar los residuos madereros. La revisión bibliográfica se realizó mediante la metodología PRISMA. La trituración permite obtener partículas de tamaño homogéneo, desde 1600 mm hasta 0 mm, adecuadas para aplicaciones industriales. La paletización mejora las propiedades de los residuos, alcanzando densidades de hasta 780 kg/m³ y poderes caloríficos de 19507 kJ/kg. La torrefacción produce biocarbones con valores energéticos de hasta 29,7 MJ/kg y un 52% de carbono fijo. La pirólisis genera biochar (25-35%), bio-aceite (37-44%) y gas no condensable (25-34%). La gasificación produce gas de síntesis con rendimientos de hasta 86,14% de conversión de carbono y 0,94 m³/kg de gas. La hidrólisis enzimática permite obtener hasta 51 g/L de bioetanol con una conversión del 91% de celulosa a etanol. El compostaje enriquece nutrientes como el nitrógeno (2,45%), y la digestión anaeróbica incrementa la producción de metano en un 75,8%. Los residuos madereros se pueden triturar, compactar, gasificar, pirolizar para obtener energía, hidrolizar y fermentar para producir bioetanol, y compostar y digerir anaeróbicamente para generar compost y biogás.

Palabras clave: Compostaje; Biocombustible; Gasificación; Pirolisis.

Abstract

Wood is a renewable resource with outstanding properties, but its increasing use generates large amounts of waste, requiring sustainable solutions. The objective of this work was to identify the main technologies to take advantage of wood waste. The literature review was carried out using the PRISMA methodology. Crushing makes it possible to obtain particles of homogeneous size, from 1600 mm to 0 mm, suitable for industrial applications. Palletizing improves the properties of the waste, reaching densities of up to 780 kg/m³ and calorific values of 19,507 kJ/kg. Torrefaction produces biochars with energy values of up to 29.7 MJ/kg and 52% fixed carbon. Pyrolysis generates biochar (25-35%), bio-oil (37-44%) and non-condensable gas (25-34%). Gasification produces synthesis gas with yields of up to 86.14% carbon conversion and 0.94 m³/kg of gas. Enzymatic hydrolysis allows obtaining up to 51 g/L of bioethanol with a conversion of 91% of cellulose to ethanol. Composting enriches nutrients such as nitrogen (2.45%), and anaerobic digestion increases methane production by 75.8%. Wood waste can be shredded, compacted,

gasified, pyrolyzed for energy, hydrolyzed and fermented to produce bioethanol, and composted and anaerobically digested to generate compost and biogas.

Keywords: Composting; Biofuel; Gasification; Pyrolysis.

Resumo

A madeira é um recurso renovável com excelentes propriedades, mas a sua crescente utilização gera grandes quantidades de resíduos, exigindo soluções sustentáveis. O objetivo deste trabalho foi identificar as principais tecnologias para aproveitar os resíduos de madeira. A revisão da literatura foi realizada através da metodologia PRISMA. A britagem permite obter partículas de tamanho homogêneo, de 1600 mm a 0 mm, adequadas para aplicações industriais. A paletização melhora as propriedades dos resíduos, atingindo densidades até 780 kg/m³ e um poder calorífico de 19.507 kJ/kg. A Torrefaction produz biochars com valores energéticos até 29,7 MJ/kg e 52% de carbono fixo. A pirólise gera biocarvão (25-35%), bio-óleo (37-44%) e gás não condensável (25-34%). A gaseificação produz gás de síntese com rendimentos até 86,14% de conversão de carbono e 0,94 m³/kg de gás. A hidrólise enzimática permite obter até 51 g/L de bioetanol com uma conversão de 91% de celulose em etanol. A compostagem enriquece nutrientes como o azoto (2,45%) e a digestão anaeróbia aumenta a produção de metano em 75,8%. Os resíduos de madeira podem ser triturados, compactados, gaseificados, pirolisados para energia, hidrolisados e fermentados para produzir bioetanol, e compostados e digeridos anaerobicamente para gerar composto e biogás.

Palavras-chave: Compostagem; Biocombustível; Gaseificação; Pirólise.

Introducción

La madera es un material de origen natural con propiedades mecánicas y térmicas destacadas, además de ser renovable y biodegradable. Comparado con productos elaborados a partir de materiales inorgánicos o fósiles, los materiales de madera presentan un impacto ambiental significativamente menor durante las fases de producción y eliminación (Maier, 2023). Este recurso natural posee propiedades físicas y químicas específicas que lo hacen ideal para diversas aplicaciones, incluyendo la construcción, muebles, embalaje y producción de energía (Cedeño Valdiviezo, 2013). La FAO (2022) prevé que el consumo de productos primarios procesados de madera, como madera aserrada, chapa/contrachapado, tableros de partículas/fibra y pulpa de

madera, alcanzará los 3.100 millones de metros cúbicos de equivalentes de madera en rollo para el año 2050.

En consecuencia, el creciente consumo de madera y materiales derivados está generando grandes cantidades de residuos, lo que plantea serias preocupaciones en términos de sostenibilidad ambiental (Hasan et al., 2022). Los residuos de madera se definen como materiales que han sido utilizados y luego desechados por los usuarios, así como los desechos generados durante el procesamiento primario de la madera, como el aserrín (Cetiner & Shea, 2018). Según Besserer et al. (2021) estimaron que la cantidad de residuos de madera alcanzó aproximadamente 33,2 millones de toneladas en 2007, con variaciones significativas entre países, alrededor de 55-60 kg/habitante/año en los países del Este y del Sur, aproximadamente 75 kg/habitante/año en los países occidentales, y hasta 110 kg/habitante/año en los países del Norte.

De acuerdo con Pandey (2022), casi la mitad del volumen de cada metro cúbico de madera extraída del bosque se desperdicia, con residuos compuestos por troncos desechados (3,75%), tocones (10%), copas y ramas (33,75%) y recortes de tope (2,5%). Estos residuos en vertederos presentan serios desafíos ambientales, ya que su descomposición puede generar metano y lixiviados tóxicos que contaminan tanto el agua como el suelo (Maier, 2021). La eliminación de la cubierta forestal para la obtención de madera a través de la tala ha ocasionado la reducción o desaparición de numerosas especies de flora y fauna, y ha forzado a la fauna silvestre a migrar de áreas deforestadas a zonas con vegetación intacta (Adeola Fuwape, 2003).

Actualmente, para implementar políticas climáticas y energéticas que sean social y ambientalmente sostenibles, la investigación sobre la biomasa de madera residual se enfoca en aumentar su conversión en productos de valor agregado (Vitolina et al., 2022). La celulosa, hemicelulosa y lignina presente en los residuos de madera se aprovechan ampliamente en diversas industrias. Estos componentes se utilizan en procesos como la pirólisis, gasificación, la fabricación de pellets y producción de compost (Ferrari et al., 2022). Autores como Girods et al. (2008), utilizan la pirólisis de residuos maderero a baja temperatura (523-573 K) en un reactor experimental. Mientras Zambrano et al. (2013), elaboran tableros aglomerados con densidad de 767 kgm⁻³ a partir de residuos de la madera de *Pinus patula*. Finalmente, Ayala-Mendivil y Sandoval (2018), emplean la combustión directa para convertir la energía química almacenada en la biomasa (humedad menor a 50%) en calor, energía mecánica o electricidad.

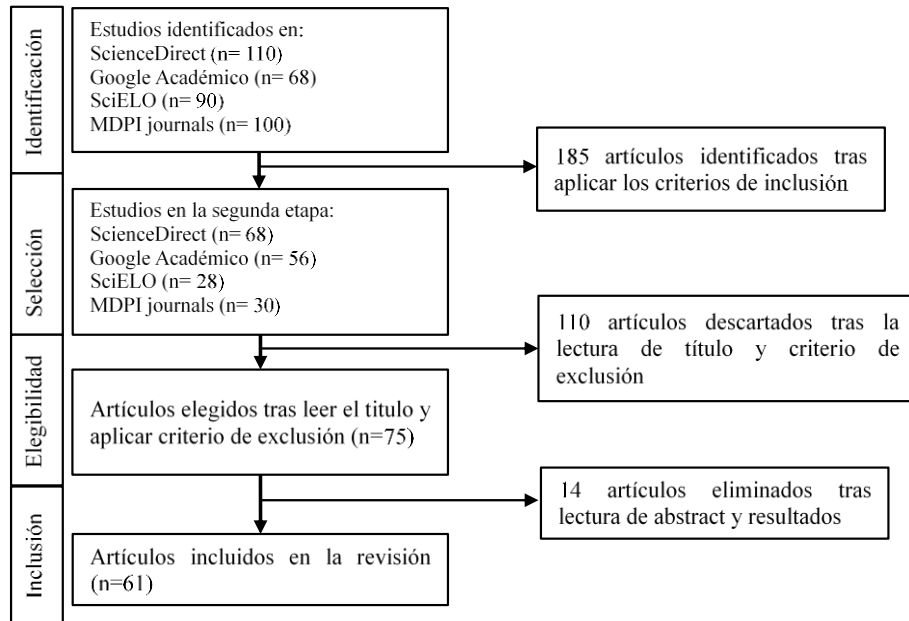
Atendiendo las premisas anteriores el objetivo del presente trabajo fue identificar las principales tecnologías para aprovechar los residuos madereros.

Metodología

La revisión bibliográfica se realiza en dos etapas. Primero, se lleva a cabo una búsqueda exhaustiva en múltiples bases de datos científicas, utilizando palabras clave específicas y operadores booleanos ("AND", "OR", "NOT") para refinar los resultados. Luego, se procede al filtrado y eliminación de artículos irrelevantes. Estas etapas siguen la metodología PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses), descrita por Urrútia y Bonfill (2010), que comprende cuatro fases esenciales: identificación, selección, evaluación de elegibilidad e inclusión de estudios relevantes.

Recuperación de la información

La metodología PRISMA se inicia con la etapa de identificación (Page et al., 2021). Durante este paso se realizó una búsqueda en repositorios de investigaciones como ScienceDirect, Google Académico, SciELO y MDPI journals. Se emplean descriptores lógicos específicos para la búsqueda, adaptados al contexto de los residuos de madera y sus aplicaciones. En español, se utilizan términos como “residuos de madera”, “bioenergía” y “biocombustibles”, mientras que en inglés se utilizan términos como “wood waste”, “bioenergy”, “biofuels” y “thermal conversion”. La recopilación se inició a principios de abril de 2024, resultando en un número significativo de artículos. Después de aplicar los filtros según el enfoque PRISMA, se procesaron 268 documentos (Figura 1). Durante la etapa de selección se descartaron aquellos documentos que carecían de autor identificable, así como artículos y libros no relacionados directamente con el tema. Se establecieron criterios de inclusión basados en la relevancia del artículo para el tema de los residuos de madera con relación a su uso energético, excluyéndose aquellos fuera del rango de publicación entre 2003 y 2024. Este proceso resultó en una reducción de 83 artículos, quedando una base de 185 artículos.

Figura 1: Metodología PRISMA aplicada al estudio

En la tercera fase del proceso PRISMA, dedicada a la verificación de la elegibilidad de los documentos, se evaluaron meticulosamente 185 artículos previamente seleccionados para el estudio de residuos de madera. Este proceso incluye un análisis detallado de títulos y resúmenes para determinar la relevancia de cada artículo en relación con aspectos clave como el aumento del aprovechamiento de biocombustibles y de manera orgánica. Se eliminaron los documentos duplicados para asegurar la diversidad de fuentes y se descartaron aquellos trabajos que no se alineaban directamente con el objetivo del estudio, como aquellos que no se centraban en los efectos específicos de ciertos tratamientos de residuos de madera. Tras este riguroso proceso de selección y eliminación se obtuvo 110 artículos que cumplían con todos los criterios de relevancia, actualidad y calidad metodológica.

En la última etapa de la metodología PRISMA, se eliminaron 14 documentos, manteniendo una base de datos de 61 artículos. Este análisis profundo de cada artículo permitió construir un entendimiento detallado y matizado de la temática. Se identificaron tendencias emergentes y patrones, ofreciendo una visión completa del estado actual de la investigación sobre residuos de madera. A partir de estos hallazgos, se generaron discusiones informadas que no solo reflejaron el conocimiento existente, sino que también señalaron áreas de incertidumbre y oportunidades para investigaciones futuras.

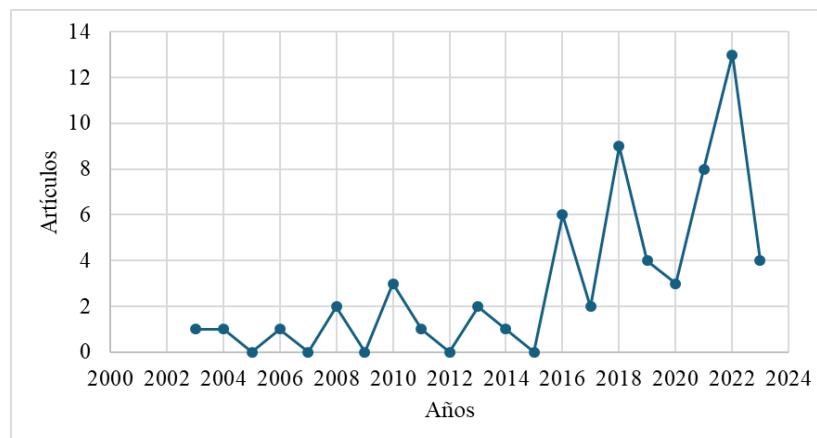
Además, la información recopilada se organizó en cuatro categorías principales para facilitar el análisis y la discusión: Métodos Físicos, Procesos Termoquímicos, Producción de Biocombustibles y Métodos Biológicos. Esta organización permitió una revisión estructurada y detallada de los distintos enfoques utilizados en el tratamiento de residuos de madera, proporcionando una visión integral de las metodologías y tecnologías disponibles.

Resultados y discusión

Análisis del comportamiento de los artículos

La revisión de la literatura sobre el aprovechamiento de residuos madereros muestra una tendencia interesante en la producción científica a lo largo de los años (Figura 2). El año 2022 destaca con 13 publicaciones, seguido por 2021 con 8 y 2018 con 9. En 2016 se reportan 6 artículos, mientras que 2019 y 2020 presentan 4 y 3 publicaciones respectivamente. Desde el año 2017, con 2 artículos, se observa un incremento notable en el interés investigativo. Entre 2010 y 2015, la producción científica varía de 0 a 3 artículos anuales, siendo 2010 el año con mayor número de publicaciones (3) en este periodo. En los primeros años del estudio, 2003 a 2009, se registra un número relativamente bajo de publicaciones, con 1 o 2 artículos por año, y algunos años sin publicaciones (2005 y 2007).

Figura 2: Comportamiento en el tiempo de los artículos seleccionados.



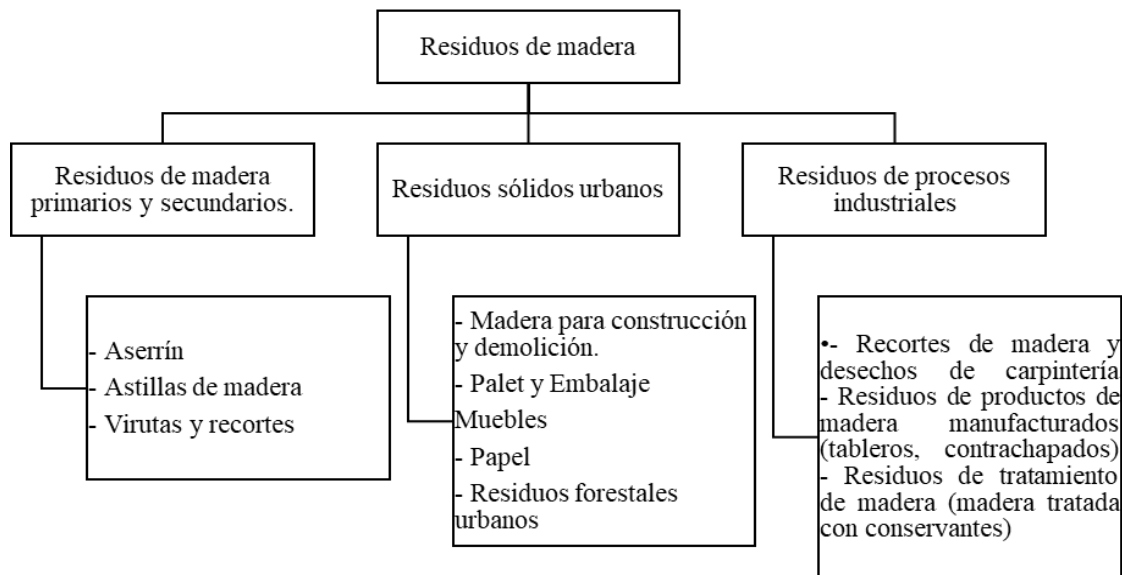
El incremento significativo en el número de publicaciones durante 2022 puede atribuirse a varios factores. Primero, la creciente conciencia sobre la sostenibilidad y el impacto ambiental ha

motivado a la comunidad científica a investigar métodos innovadores para el aprovechamiento de residuos madereros. Segundo, los avances tecnológicos han facilitado la conversión eficiente de estos residuos en productos valiosos, lo que ha abierto nuevas áreas de estudio e investigación.

Residuos madereros

De acuerdo con Mehmood et al. (2010), la clasificación de residuos de madera abarca una variedad de categorías, incluyendo residuos primarios y secundarios como aserrín, virutas de madera y recortes de madera (Figura 3). En los residuos sólidos urbanos, se encuentran la madera de construcción y demolición, palés, embalajes, muebles y residuos de bosques urbanos (Teacă et al., 2023). Los residuos de procesos industriales comprenden recortes de madera, desechos de carpintería, productos de madera manufacturados como tableros y contrachapados, y residuos de tratamiento de madera, que incluyen madera tratada con conservantes.

Figura 3: Clasificación de los residuos madereros.



Fuente: Adaptado de Mehmood et al. (2010)

Métodos Físicos

Trituración

La trituración en conjunto con el tamizado son técnicas básicas que permiten reducir el tamaño de los residuos madereros, facilitando su manejo y procesamiento posterior. La trituración convierte

los residuos en partículas más pequeñas que pueden ser tamizadas para obtener fracciones de tamaño homogéneo adecuadas para diversas aplicaciones industriales (Cano-Estrella et al., 2022). La revisión bibliográfica permitió identificar estudios como el Beltrán Martínez (2011) que se centran en el pretratamiento de molienda de biomasa de astillas de chopo (género *Populus*), utilizando un molino de martillos bajo diferentes condiciones operativas para estudiar la influencia de estas condiciones en la granulometría del producto final. Mientras Villacis Pila (2018), se enfocan en la modelación matemática del proceso de molienda de la biomasa del Pigüe (*Piptocoma discolor*) con fines energéticos en la Provincia de Pastaza. Utiliza un molino de cuchillas artesanal para reducir el tamaño de astillas de diferentes tamaños (3 cm, 5 cm y 8 cm) y determina la eficiencia del proceso y el tamaño de partícula resultante mediante tamizado vibratorio. Por último Sisniega Maza (2021), analizan la reducción de tamaño de diferentes biomásas residuales, entre ellas el serrín, utilizando un molino de bolas planetario con el objetivo de evaluar variables operativas como el tiempo de molienda, la velocidad de giro, el intervalo y tiempo de pausa, y la inversión del sentido de giro afectan la distribución granulométrica del material molido.

Tabla 1: Aprovechamiento del residuo maderero mediante la trituración

Residuos de madera	Tipo de molino	Tamaño de malla (mm)	Condiciones operativas	Referencia
Astillas de chopo	Molino de martillos	1, 2, 5	Humedad: 10% - 28%, Revoluciones: 2000 - 3000 rpm	(Beltrán Martínez, 2011)
Astillas de Pigüe	Molino de cuchillas	3000, 850, 425, 300, 212, 180, 150, 75	Humedad: 12%, Revoluciones: 3800 rpm	(Villacis Pila, 2018)
Serrín	Molino de bolas planetario	1600, 1000, 630, 400, 250, 150, 112, 80, 63, 0	Velocidad: 400 rpm, Tiempo: 10 min, Pausa: 60/30s, Sin inversión del sentido	(Sisniega Maza, 2021)

Comparando los estudios de Beltrán Martínez (2011), Villacis Pila (2018), y Sisniega Maza (2021), se observan diferencias significativas en la elección del tipo de molino y las condiciones operativas empleadas para residuos madereros. Beltrán Martínez (2011) utilizó un molino de martillos, el cual es adecuado para la molienda gruesa de astillas de chopo. Con un rango de revoluciones de 2000 a 3000 rpm y variaciones de humedad entre 10 % y 28 %, este molino demostró ser versátil y capaz

de manejar diferentes condiciones de operación. Sin embargo, aunque ofrece flexibilidad, la precisión en la granulometría puede ser limitada, haciendo este método menos adecuado para aplicaciones que requieren tamaños de partícula muy específicos y uniformes. Por ejemplo, la reducción a mallas de 1, 2 y 5 mm puede no ser suficiente para aplicaciones avanzadas en biocombustibles que requieren partículas más finas. El molino de martillos es versátil y adecuado para molienda gruesa, pero puede carecer de precisión en granulometrías finas.

Por otro lado, Villacis Pila (2018), emplearon un molino de cuchillas para procesar astillas de Pigüe, operando a una velocidad constante de 3800 rpm y una humedad fija del 12 %. Este método optimiza la eficiencia de la reducción de tamaño utilizando mallas que varían desde 3000 mm hasta 75 mm. La especificidad y consistencia en las condiciones operativas reflejan un enfoque más controlado, adecuado para aplicaciones que requieren una granulometría intermedia y homogénea. Sin embargo, el molino de cuchillas puede no ser el mejor para materiales muy duros o para alcanzar granulometrías ultrafinas. El molino de cuchillas es efectivo para tamaños intermedios y ofrece un control más preciso, pero puede no manejar bien materiales muy duros.

Sisniega Maza (2021), utilizaron un molino de bolas planetario para el serrín, operando a 400 rpm durante 10 minutos con pausas de 60 segundos cada 30 segundos de operación. Este enfoque permitió una reducción de tamaño del 94.35 %, utilizando mallas que varían desde 1600 mm hasta 0 mm. Las condiciones operativas precisas y controladas del molino de bolas planetario permiten lograr una molienda fina y ultrafina, ideal para aplicaciones que requieren granulometrías muy finas y homogéneas, como la producción de biocombustibles de alta eficiencia. Sin embargo, el proceso es más complejo y puede requerir más tiempo y recursos, lo cual podría no ser práctico para todas las operaciones. El molino de bolas planetario proporciona la mayor precisión y es ideal para granulometrías muy finas, aunque su complejidad y requerimientos operativos pueden ser desventajosos.

Paletización

Este proceso consiste en la compactación de residuos madereros en pequeños cilindros o pellets, que pueden ser utilizados como biocombustible. La paletización mejora las propiedades de almacenamiento y transporte del material, además de incrementar su densidad energética (González Hassig et al., 2014).

Autores como Gaitán-Álvarez y Moya (2016), estudiaron la paletización de aserrín de *Gmelina arborea* y *Dipteryx panamensis*, con el objetivo de mejorar las propiedades energéticas de la biomasa. Se evaluaron las propiedades físicas, el valor calorífico, la densidad y la resistencia a la compresión de los pellets fabricados con biomasa torrefaccionada a 200 °C durante 0, 15 y 20 minutos. Mientras Casanova Treto et al. (2017), analizaron la paletización de aserrín residual producto del aprovechamiento de madera de las especies Pilon (Hyeronima alchorneoides) y Eucalipto (*Eucalyptus spp*). En cambio, Tenorio-Monge et al. (2016). evaluaron el potencial de fabricación de pellets utilizando residuos forestales de *Cupressus lusitanica* y *Tectona grandis* en Costa Rica. Por ultimo Arpi Trujillo y Calderón Toral (2010), analizaron la producción de pellets a partir de residuos de madera. Examinaron las propiedades térmicas y fisicoquímicas de pellets producidos con diferentes residuos madereros.

Tabla 2: Aprovechamiento del residuo maderero mediante la paletización

Residuos de madera	Tipo de máquina	Diámetro del pellet (mm)	Condiciones operativas	Referencia
<i>Gmelina arborea</i> , <i>Dipteryx panamensis</i>	Máquina universal de ensayos (JBA)	6	Temp: 200 °C, Vel: 60 m/min, Peso: 1.09 g	Gaitán-Álvarez & Moya, 2016
Pilón (<i>Hyeronima alchorneoides</i>), Eucalipto (<i>Eucalyptus spp</i>)	Prensa hidráulica con sistema cilindro-pistón	10	Fuerza: 300-500 kgf, Temp: 90-105 °C, Tiempo: 60 s	(Casanova Treto et al., 2017)
<i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Tectona grandis</i>	Prensa de rodillos (KAHL 35-780)	6	Secado hasta 8% y 14% de humedad, temperatura de 120°C	(Tenorio-Monge et al., 2016)
Pilón (<i>Hyeronima alchorneoides</i>), Eucalipto (<i>Eucalyptus spp</i>), <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Tectona grandis</i>	Molino de Martillos, Prensa de rodillos (KAHL 35-780)	6, 10	Secado a 60°C, humedad del 8%, fuerza aplicada hasta 50,000 ± 7 kgf, temperatura de 120°C	(Arpi Trujillo & Calderón Toral, 2010)

Gaitán-Álvarez y Moya (2016), encontraron que la paletización de la biomasa torrefaccionada a 200 °C durante 15 y 20 minutos aumentó significativamente el valor calorífico de los pellets de 9,749 kJ·kg⁻¹ a 18,126 kJ·kg⁻¹, con los pellets de *Dipteryx panamensis* mostrando una mayor

densidad (hasta 780 kg/m³) y resistencia a la compresión (90.43 a 224.39 N) en comparación con los de *Gmelina arborea*. Estos resultados presentan diferencias significativas con los obtenidos por Arpi Trujillo y Calderón Toral (2010), mostraron un poder calorífico de 19507.631 kJ/kg debido al 5% de humedad de los pellets. Sin embargo, mientras que Gaitán-Álvarez y Moya (2016) destacaron la relación positiva entre la densidad de los pellets y su resistencia a la compresión, Casanova Treto et al. (2017) observaron que el calor específico disminuye con el aumento de la densidad aparente, lo cual podría limitar la eficiencia energética a largo plazo. Este contraste muestra que, aunque la densidad y la resistencia a la compresión son importantes, otros factores como el calor específico también deben ser considerados al evaluar la calidad de los pellets. Aplicaciones como la calefacción doméstica y la generación de energía en plantas industriales pueden beneficiarse de pellets con alta densidad y poder calorífico, pero es esencial equilibrar estas propiedades con la eficiencia térmica general.

Tenorio-Monge et al. (2016) y Casanova Treto et al. (2017) presentan estudios sobre pellets de madera con resultados diferentes en eficiencia y propiedades fisicoquímicas. Casanova Treto et al. (2017) reportan una baja eficiencia en el proceso de paletizado para *Cupressus lusitanica* (25%) y *Tectona grandis* (20%). Los pellets de *C. lusitanica* mostraron mayor densidad y resistencia mecánica, pero menor durabilidad, mientras que los de *T. grandis* presentaron más fisuras y menor poder calorífico (15261,19 kJ/kg frente a 16807,20 kJ/kg para *C. lusitanica*). Por otro lado, Casanova Treto et al. (2017) evaluó pellets de *Hyeronima alchorneoides* y *Eucalyptus spp.*, encontrando un poder calorífico superior (18907-18960 kJ/kg), conductividad térmica entre 0,253 W/m·K y 0,279 W/m·K, y un contenido de cenizas de 1,31%. Aunque ambos autores concuerdan en la importancia de las propiedades mecánicas y caloríficas, Casanova Treto et al. (2017), presentan resultados más prometedores debido a diferencias en las condiciones de densificación y materiales utilizados. Optimizar el proceso de paletizado según los hallazgos de ambos estudios podría mejorar la eficiencia y las características de los pellets, crucial para aplicaciones industriales y de calefacción sostenible.

Procesos termoquímicos

Torrefacción

La torrefacción implica la descomposición térmica de la biomasa orgánica en un entorno de atmósfera inerte o de nitrógeno, a presiones elevadas y temperaturas que oscilan entre 200 y 300

°C, durante un tiempo variable según el tipo de biomasa (Sankaran et al., 2018). Este proceso optimiza las características del material haciéndolo apto como combustible directo disminuye su contenido de humedad, aumenta su densidad energética, reduce la relación O/C, eleva su poder calorífico y mejora tanto la inflamabilidad como la reactividad del combustible resultante (Prins et al., 2006).

Autores como Mokrzycki et al. (2020), investigan el uso de residuos de madera de aliso negro como materia prima para la producción de biocarbón mediante pirólisis y torrefacción. Se analizan los valores calóricos (HHV), la composición química, y las propiedades físicas de los biocarbones obtenidos bajo diversas condiciones operativas (250, 300, 400, 500, 600 y 800 °C). mientras (Wang et al., 2020), analizan el proceso de torrefacción de paneles de madera de desecho (pino, abeto, roble). Este estudio se enfoca en tres tipos específicos de: madera contrachapada, tablero de fibra y tablero de partículas.

Por otro lado, Cahyanti et al. (2021), presentan un estudio comparativo sobre la torrefacción de residuos agrícolas y de madera, destacando las propiedades como combustible de la biomasa torrefactada. La torrefacción, un tratamiento térmico a temperaturas entre 200 y 300 °C en un ambiente inerte, es analizada en términos de sus efectos sobre la composición química, el contenido energético, la interacción con la humedad, y el comportamiento de fusión de la ceniza de la biomasa. Finalmente, Alizadeh et al. (2022), investigan la torrefacción y densificación de residuos de aserrín de diversas maderas blandas y duras. para mejorar sus propiedades como fuente de bioenergía. El proceso implica el uso de un reactor de lecho fijo con temperaturas variables, seguido de la adición de un aglutinante para fortalecer los pellets producidos.

Tabla 3: Aprovechamiento del residuo maderero mediante la torrefacción

Residuos de madera	Producto	Condiciones operativas	Referencia
Chips de madera de aliso negro	Biocarbón (29.7 MJ/kg, 5.4% cenizas)	800 °C, 1 hora	(Mokrzycki et al., 2020)
Madera contrachapada (PW), Tablero de fibra (FB), Tablero de partículas (PB)	(PW) Sólido torrefactado: 52.26-96.68 wt%, (FB) Sólido torrefactado: 50.18-97.02 wt%, (PB) Sólido torrefactado: 48.43-96.55 wt%, HHV: 20-22 MJ/kg, Eficiencia de desnitrificación: 60-70 wt%	300 °C, 10 min	(Wang et al., 2020)

Madera (Wood Waste)	Biochar: Celulosa: 34.71%, Hemicelulosa: 4.58%, Lignina: 48.7%. Carbono fijo 49.79% HHV 23.74 MJ/kg	Temperaturas: 225 °C, 275 °C, 300 °C. Tiempos: 30 min, 60 min. Ambiente inerte	(Cahyanti et al., 2021)
Aserrín de madera	Biochar (hasta 52% de carbono fijo), Pellets torrefactado, HHV: 18.56 MJ/kg, Humedad: 8%	Temperaturas de 230°C, 260°C, 290°C; Tiempos de residencia de 15, 30, 45 minutos; Uso de nitrógeno como atmósfera inerte	(Alizadeh et al., 2022)

El autor Mokrzycki et al. (2020) y Wang et al. (2020) concuerdan en que las condiciones operativas rigurosas pueden mejorar significativamente las propiedades del biocarbón y los sólidos torrefactados, respectivamente. Mokrzycki et al. destacan que chips de madera de aliso negro torrefactado a 800 °C durante 1 hora, con un flujo de nitrógeno de 20 dm³/h y una tasa de calentamiento de 10 °C/min, produce un biocarbón con un alto valor calórico de 29.7 MJ/kg, un contenido de cenizas de 5.4 % y un contenido de carbono fijo del 90.5 %. En contraste, Wang et al. reportan que la torrefacción de paneles de madera de desecho a 300 °C durante 10 minutos mejora las propiedades del combustible y reduce el contenido de nitrógeno, alcanzando un poder calórico de 20-22 MJ/kg y una eficiencia de desnitrificación de 60-70 wt %. Las diferencias en la temperatura y el tiempo de proceso reflejan enfoques distintos para optimizar la calidad del combustible, con aplicaciones prácticas en la generación de energía sostenible y la reducción de emisiones contaminantes.

El autor Cahyanti et al. (2021) presenta variaciones significativas en la composición de la biomasa con la torrefacción a temperaturas de 225 °C a 300 °C. A medida que aumenta la temperatura, el contenido de hemicelulosa disminuye de 16 % a 4.58 %, mientras que el contenido de lignina aumenta de 20.6 % a 48.7 %. Este cambio se traduce en un incremento del valor calórico de 19.91 MJ/kg en la biomasa cruda a 23.74 MJ/kg en la torrefactada. Similarmente, Mokrzycki et al. y Wang et al. utilizan temperaturas elevadas para mejorar las propiedades del biocarbón y los sólidos torrefactados, respectivamente, pero Cahyanti et al. se enfocan más en la variación de la composición química de la biomasa, lo que implica una mejora en las características de combustión

y la hidrofobicidad, beneficiosa para la logística y el almacenamiento a largo plazo del biocombustible.

Alizadeh et al. (2022), revelan que la torrefacción a 290 °C durante 45 minutos con la adición de un 20 % de aglutinante mejora significativamente las propiedades de los pellets de aserrín de madera. Bajo estas condiciones, se observó un aumento del valor energético en un 40% y un incremento en el contenido de carbono fijo en el biochar hasta un 52%. Aunque el valor calorífico superior del biochar es de 18.56 MJ/kg, inferior al reportado por Mokrzycki et al. y Cahyanti et al., la mejora en la resistencia tensil y la estabilidad dimensional de los pellets es notable. Esto muestra que, si bien la eficiencia energética es crucial, la durabilidad y la manejabilidad del combustible también son factores importantes. Proyecciones futuras indican que la combinación de altas temperaturas de torrefacción y aglutinantes podría ser una estrategia efectiva para producir biocombustibles sólidos con propiedades optimizadas para aplicaciones energéticas sostenibles.

Pirólisis

La pirólisis es un proceso de conversión termoquímica esencial en el que la biomasa se descompone térmicamente en ausencia de oxígeno, generalmente a presión atmosférica. Este proceso produce carbón vegetal, bioaceite y otros hidrocarburos gaseosos, con los rendimientos del producto dependiendo principalmente de las condiciones de la pirólisis (Mardiana et al., 2022). El biocarbón se obtiene predominantemente a temperaturas de reacción inferiores a 450 °C, mientras que el bioaceite es el producto principal en el rango de 450 a 800 °C. A temperaturas superiores a 800 °C, la formación de gases se vuelve predominante (Ong et al., 2019).

Autores como Li et al. (2021) analizan las características de la pirólisis de biomasa de madera residual de camphor, utilizando técnicas de análisis termogravimétrico (TGA) y calorimetría diferencial de barrido (DSC) para determinar las pérdidas de masa y productos formados. Las condiciones operativas incluyeron un secado inicial de la biomasa a 110 °C durante 2 horas, seguido de una atmósfera de nitrógeno (N₂) a 100 ml/min, y una temperatura de pirólisis de 900 °C con tasas de calentamiento de 10-20 °C/min. En cambio, Hosokai et al. (2016), investigan la estimación práctica del calor de reacción durante la pirólisis de la madera de cedro. Utilizando un cálculo de balance térmico, se analizan los valores caloríficos de los productos generados: gas, aceite y carbón. Las condiciones operativas incluyeron temperaturas de pirólisis de 723 K, 823 K y 923 K en un reactor de lecho fluidizado.

Por otro lado, Mian et al. (2019), abordan el estudio cinético de la pirólisis de residuos de madera, específicamente pellets de pino, utilizando modelos de energía de activación distribuida (DAEM) y el método de Coats-Redfern. Se examinan las técnicas empleadas para la pirólisis, incluyendo la Termogravimetría, y los productos formados durante la descomposición térmica, como el biochar y gases volátiles. Las condiciones operativas varían desde temperaturas de 25°C a 900°C con tasas de calentamiento de 3 a 10°C/min bajo atmósfera de nitrógeno. Finalmente, Chen et al. (2016), analizan la pirólisis de madera de álamo, evaluando el impacto de la velocidad de calentamiento y la temperatura de pirólisis en la distribución de productos, rendimiento energético y propiedades de biochar, bio-aceite y gases no condensables. Las técnicas utilizadas incluyen la pirolisis-gas cromatografía/espectrometría de masas (Py-GC/MS) y análisis termogravimétrico, bajo diferentes tasas de calentamiento (10, 30 y 50 °C/min) y temperaturas (400, 450, 500, 550 y 600 °C).

Tabla 4: Aprovechamiento del residuo maderero mediante la pirolisis

Residuos de Madera	Composición/Productos de la Pirólisis	Condiciones Operativas	Referencia
Camphor	Gases: CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ . Líquidos: organonitrogenados, ésteres, cetonas, ácidos carboxílicos	Secado a 110 °C por 2h, N ₂ a 100 ml/min, Temp: 900 °C, Vel: 10-20 °C/min	(Li et al., 2021)
Cedro	Gas (CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂), Aceite, Carbón	Temperaturas: 723 K, 823 K, 923 K Reactor de lecho fluidizado Caudal de alimentación: 0.5 g/min (cedro).	(Hosokai et al., 2016)
Pellets de Pino	Biochar, gases volátiles (CO, CO ₂ , CH ₄)	25°C a 900°C, tasas de calentamiento de 3, 5, y 10°C/min, N ₂ : 100 ml/min	(Mian et al., 2019)
Madera de álamo	Biochar: 25-35%, Bio-aceite: 37-44%, Gas no condensable: 25-34%	400-600 °C, 10-50 °C/min	(Chen et al., 2016)

El autor Li et al. (2021) y el autor Hosokai et al. (2016) concuerdan en que la pirólisis de biomasa produce gases como CO, CO₂, CH₄ y H₂, y que las condiciones operativas, como la temperatura y la tasa de calentamiento, afectan significativamente la composición de los productos. Li et al. (2021) observaron que la pirólisis de la biomasa de camphor a 900°C con tasas de calentamiento de 10-20°C/min produce líquidos como organonitrogenados, ésteres, cetonas y ácidos carboxílicos.

En cambio, Hosokai et al. (2016) encontraron que la pirólisis del cedro a temperaturas de 723-923 K en un reactor de lecho fluidizado produce principalmente gas, aceite y carbón. Estas diferencias reflejan cómo las características del material y las condiciones específicas del reactor influyen en los productos de la pirólisis. Las aplicaciones prácticas de estos hallazgos podrían centrarse en optimizar las condiciones para maximizar la producción de componentes específicos, como aceites para biocombustibles, mejorando la eficiencia del proceso y la calidad de los productos finales.

El análisis de Mian et al. (2019) sobre los pellets de pino y de Chen et al. (2016) sobre madera de álamo demuestra que la estructura física de la biomasa afecta significativamente el proceso de pirólisis y la producción de biochar como principal producto. Mian et al. (2019) señalaron que los pellets de pino tienen energías de activación más altas (132.49-232.44 kJ/mol) comparadas con la biomasa cruda de pino (120.58-210.55 kJ/mol), debido a su mayor compactación y menor área superficial, lo que dificulta la difusión de masa y calor. Además, las temperaturas de descomposición máxima para los pellets de pino fueron más altas, alcanzando 361°C a una tasa de calentamiento de 10°C/min, en comparación con 355°C para la biomasa cruda de pino. Por otro lado, Chen et al. (2016) reportaron rendimientos de biochar (25-35%), bio-aceite (37-44%) y gas no condensable (25-34%) al pirólisis de madera de álamo a 400-600°C y tasas de calentamiento de 10-50°C/min, destacando que mayores temperaturas y tasas de calentamiento pueden mejorar las propiedades del biochar. Estas diferencias resaltan la importancia de la estructura física y las condiciones operativas en la pirólisis, guiando así la producción de biochar con propiedades específicas para aplicaciones en la mejora de suelos y almacenamiento de carbono.

Críticamente, mientras Li et al. (2021) y Hosokai et al. (2016) se centran en la composición de los productos y el balance térmico, respectivamente, Mian et al. (2019) y Chen et al. (2016) abordan aspectos más específicos como la energía de activación y las propiedades del biochar. La técnica mejorada de cinética no isotérmica utilizada por Li et al. (2021) demostró ser efectiva para predecir con precisión las conversiones en cada fase del proceso de pirólisis, mejorando así la comprensión de los mecanismos de descomposición y la eficiencia energética del proceso. Futuras investigaciones deberían enfocarse en integrar estas perspectivas para optimizar tanto las condiciones operativas como las propiedades físicas de la biomasa inicial. Esto puede tener implicaciones prácticas significativas en la producción industrial de biocombustibles y materiales sostenibles, promoviendo una economía circular y reduciendo la dependencia de combustibles fósiles.

Gasificación

La gasificación es un proceso de oxidación parcial que generalmente se lleva a cabo a temperaturas entre 750°C y 1100°C (Saha & Handique, 2023). Esta reacción es endotérmica, lo que significa que necesita calor externo para iniciarse y mantenerse. El gas de síntesis (syngas) resultante está compuesto principalmente por CO, H₂, N₂, CO₂, y algunos hidrocarburos como CH₄, C₂H₄, y C₂H₆. También puede contener pequeñas cantidades de H₂S y NH₃ (Zhang et al., 2019).

Autores como Xie et al. (2023), abordan la gasificación por ciclo químico (CLG) de residuos de madera utilizando hematita modificada con óxido de níquel (NiO) como portador de oxígeno. Se investigan los efectos de varios parámetros operativos sobre la reactividad de la hematita natural, mejorada con NiO, para la conversión de residuos de madera en gas de síntesis de alta calidad. Mientras Safarian et al. (2021), estudian la gasificación de biomasa leñosa y residuos forestales para la generación de energía eléctrica y térmica. Utilizando un modelo de simulación en ASPEN Plus en un gasificador de corriente descendente vinculado a una unidad de generación de energía. Por otro lado, Kislukhina y Rybakova (2018), se centran en mejorar la calidad del gas producto derivado de estos residuos mediante la extracción de aceites esenciales y el tratamiento térmico subsecuente de las ramas de coníferas. Por último Morais et al. (2022), analizan el uso de tecnologías de gasificación por plasma para el procesamiento de residuos sólidos municipales (MSW) y la conversión de estos residuos en productos de valor como el syngas.

Tabla 5: Aprovechamiento del residuo maderero mediante la gasificación

Residuos de Madera	Producto Final Obtenido (en %)	Condiciones Operativas	Referencia
Madera reciclada	Gas de síntesis (H ₂ , CO, CH ₄ , CO ₂); 79.74% conversión de carbono; 0.69 m ³ /kg rendimiento de gas. 86.14% conversión de carbono. 79% conversión de carbono; 0.69 m ³ /kg rendimiento de gas. 68.13% conversión de carbono; 0.59 m ³ /kg rendimiento de gas.	Temperatura: 850°C; Relación O/W: 1; Relación S/B: 0.4. Temperatura: 900°C. 20 ciclos de reacción. Hematita natural, sin modificar.	(Xie et al., 2023)
Corteza de alerce y residuo de	Gas de síntesis (H ₂ , CO, CH ₄), 363 kW/ton de energía generada (corteza de alerce), baja generación de	Temperatura del gasificador: 900°C, Relación masa aire-	(Safarian et al., 2021)

aserradero de abeto	energía, 0-100 kW/ton (residuo de aserradero de abeto)	combustible: 2, Presión atmosférica	
Ramas de coníferas	Gas producto (CO: 32.4%, H ₂ : 8%), resina (8.7%), ácidos volátiles (3.5%), metanol (0.32%), agua de reacción (28%)	Pretratamiento térmico a 250-300°C sin oxígeno, paletizado posterior	(Kislukhina & Rybakova, 2018)
Astillas de madera	Gas producto (CO: 29.4%, H ₂ : 6%), resina (8.4%), ácidos volátiles (2.1%), metanol (0.9%), agua de reacción (variable)	Gasificación directa de astillas con 38% de humedad, tamaño de 80 mm, a 180°C de salida	(Kislukhina & Rybakova, 2018)
Residuos madereros variados	Syngas (H ₂ y CO), escoria vitrificada	Temperatura de reacción: 2000-14,000 °C; Tiempo de residencia: <30 min a 3 h	(Morais et al., 2022)

El autor Xie et al. (2023) y Safarian et al. (2021), concuerdan que la gasificación de residuos de madera puede generar altos rendimientos de gas de síntesis bajo condiciones específicas de temperatura y presión. Sin embargo, Xie et al. (2023), presentan mejoras significativas utilizando hematita modificada con NiO, alcanzando una conversión de carbono del 86.14% a 900°C y un rendimiento de gas de 0.94 m³/kg, lo que demuestra una eficiencia notablemente superior en comparación con la hematita natural. En contraste, Safarian et al. (2021), reportan que mediante el syngas se genera 363 kW/ton de energía para la corteza de alerce, pero muestran una eficiencia mucho menor para el residuo de aserradero de abeto, que solo produce entre 0-100 kW/ton. Esta disparidad destaca la importancia de la selección de materias primas y catalizadores adecuados para optimizar la producción de energía y gas de síntesis.

Kislukhina y Rybakova (2018) y Morais et al. (2022) presentan variaciones en los resultados debido a diferencias en los pretratamientos y las condiciones de gasificación. Kislukhina y Rybakova (2018), encontraron que el pretratamiento térmico de ramas de coníferas a 250-300°C mejoró significativamente la calidad del gas producto, obteniendo un 32.4% de CO y un 8% de H₂, junto con subproductos valiosos como resina y ácidos volátiles. Por otro lado, Morais et al. (2022) demuestran que la gasificación por plasma a temperaturas extremadamente altas (2000-14,000°C) produce syngas de alta calidad con bajo contenido de alquitranes (menos de 10 mg/Nm³), resaltando su potencial para la economía circular y la reducción de residuos. Estas diferencias indican que tanto el pretratamiento como la tecnología de gasificación influyen críticamente en los resultados y aplicaciones prácticas de los procesos de gasificación.

Las aplicaciones prácticas de estos estudios son variadas y prometedoras. La investigación de Xie et al. (2023), sugieren que la gasificación por ciclo químico con hematita modificada puede ser escalada industrialmente para mejorar la eficiencia energética en plantas de tratamiento de residuos de madera. La alta conversión de carbono y la estabilidad del catalizador en múltiples ciclos de reacción proyectan un futuro viable para su implementación a gran escala. Safarian et al. (2021), destacan el potencial de la corteza de alerce como una fuente energética sostenible, aunque la baja eficiencia del residuo de aserradero de abeto sugiere que se deben explorar alternativas o mejoras en el proceso. Los resultados de Kislukhina y Rybakova (2018), muestran la importancia del pretratamiento térmico para maximizar la producción de subproductos valiosos, lo cual podría beneficiar la industria química y de biocombustibles. Finalmente, la tecnología de gasificación por plasma presentada por Morais et al. (2022) podría revolucionar la gestión de residuos madereros, produciendo syngas con contenido bajo de alquitranes (menos de 10 mg/Nm³), promoviendo una economía circular y reduciendo la dependencia de vertederos. Sin embargo, es crucial considerar los costos y la viabilidad técnica de estas tecnologías para su adopción práctica en el futuro.

Producción de Biocombustibles

La hidrólisis enzimática es un proceso crucial en la obtención de biocombustibles a partir de biomasa lignocelulósica. Esta etapa permite la ruptura de los enlaces de celulosa y hemicelulosa en azúcares fermentables, que luego pueden ser convertidos en biocombustibles como el bioetanol (El Hage et al., 2023). Sin embargo, debido a la complejidad y resistencia de la estructura de la biomasa, se requiere un pretratamiento para aumentar la eficiencia del hidrólisis enzimática (Sahoo et al., 2022).

Autores como (Romaní et al., 2013), evalúan experimental del procesamiento por explosión de vapor del *Eucalyptus globulus* para la producción de bioetanol de segunda generación. El estudio analiza los efectos de la temperatura y el tiempo en la fraccionación de la madera y la susceptibilidad de los sustratos pretratados hacia la hidrólisis enzimática. Mientras Kallio et al. (2018), analizan las perspectivas de producción de biocombustibles líquidos a partir de residuos madereros y su impacto en los sectores forestales en Europa. Utiliza un modelo global del sector forestal (EFI-GTM) para evaluar el potencial económico y los efectos de la producción de biocombustibles de madera en la industria forestal y en la producción de calor y energía a base de madera en el Área Económica Europea.

En cambio, Koponen y Hannula (2017), estudian el balance de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y las perspectivas de los biocombustibles sintéticos mejorados con hidrógeno producidos a partir de biomasa sólida en el contexto europeo. Mientras Boro et al. (2022), revisan las estrategias para la producción de biocombustibles a partir de biomasa lignocelulósica agroindustrial, abarcando métodos de pretratamiento, producción, procesamiento posterior y análisis del impacto del proceso. Finalmente, Barbanera et al. (2018), describen la optimización del proceso de producción de bioetanol a partir de residuos de madera de carpe (*Ostrya carpinifolia*). Utilizando una metodología de superficie de respuesta (RSM), el estudio investiga las condiciones operativas óptimas para el pretratamiento por explosión de vapor y el hidrólisis enzimático, con el objetivo de maximizar la cantidad de glucosa disponible para el proceso de fermentación.

Tabla 6: Aprovechamiento del residuo maderero mediante la transformación de biocombustible

Residuos de Madera	Producto final obtenido	Condiciones Operativas	Referencia
<i>Eucalyptus globulus</i>	Etanol (51 g/L, 91% de conversión de celulosa a etanol)	Explosión de vapor a 195 °C, 34 min; Hidrólisis enzimática a 50 °C, pH 4.85, 150 rpm, ESR = 15 FPU/g, LSR = 20 g/g	(Romaní et al., 2013)
Residuos de Pino y Abeto	Biocombustibles Líquidos (57% conversión a Fischer-Tropsch). Calor y Energía (30% eficiencia)	Temperatura de 70-100°C. Precio de la Biomasa: 20-40 €/MWh	(Kallio et al., 2018)
Residuos forestales	Gasolina (51.8 MW en OG, 134 MW en OG+), Metano (66.8 MW en OM, 205.4 MW en OM+), LPG (coproducto en configuraciones de gasolina, 6.1 MW en OG, 15.8 MW en OG+)	Gasificación con oxígeno, electrólisis de agua para producir hidrógeno, eficiencia de electrólisis del 67%, temperaturas de 300-700°C para metano y 260-400°C para gasolina	(Koponen & Hannula, 2017)
Aserrín de madera de caucho	Bioetanol (45% conversión de celulosa a etanol)	Pretratamiento ácido con H ₂ SO ₄ , hidrólisis enzimática con celulasa (20 FPU/g de sustrato), fermentación con <i>Saccharomyces cerevisiae</i> (30 °C, 72 h)	(Boro et al., 2022)

Residuos de carpe (<i>Ostrya carpinifolia</i>)	Glucosa (67.8% de los azúcares iniciales), Etanol (251 L/ton)	Factor de severidad del pretratamiento (log R0): 3.97, Sólidos totales: 6%, Carga de enzimas: 15%	(Barbanera et al., 2018)
--------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------

Dónde: MW: Megavatios, unidad de potencia, OG: Oxidative Gasification (Gasificación con oxígeno y producción de gasolina), OG+: Oxidative Gasification plus hydrogen (Gasificación con oxígeno y producción de gasolina mejorada con hidrógeno), OM: Oxidative Methanation (Gasificación con oxígeno y producción de metano), OM+: Oxidative Methanation plus hydrogen (Gasificación con oxígeno y producción de metano mejorada con hidrógeno), LPG: Gas Licuado de Petróleo (Liquefied Petroleum Gas), LHV: Valor Calorífico Inferior (Lower Heating Value), SSF: Simultaneous Saccharification and Fermentation (Sacarificación y Fermentación Simultánea), ESR: Enzyme Solid Ratio (Relación Enzima-Sólido), LSR: Liquid Solid Ratio (Relación Líquido-Sólido), FPU: Filter Paper Units (Unidades de Papel Filtro), CGC: Cellulose to Glucose Conversion (Conversión de Celulosa a Glucosa)

El autor Romaní et al. (2013) y Boro et al. (2022) concuerdan en que los tratamientos enzimáticos y ácidos son efectivos para la producción de bioetanol a partir de residuos lignocelulósicos. Romaní et al. (2013) lograron una conversión de celulosa a etanol del 91%, obteniendo 51 g/L de etanol mediante una explosión de vapor a 195 °C durante 34 minutos, seguida de una hidrólisis enzimática a 50 °C, pH 4.85, con agitación a 150 rpm, una carga enzimática de 15 FPU/g y una relación líquido-sólido de 20 g/g. Por otro lado, Boro et al. (2022) alcanzaron un rendimiento del 45% con pretratamiento ácido con H₂SO₄, seguido de hidrólisis enzimática con celulasa (20 FPU/g de sustrato) y fermentación con *Saccharomyces cerevisiae* a 30 °C durante 72 horas. Romaní et al. (2013) muestran una mayor eficiencia, lo que puede deberse a la alta susceptibilidad del *Eucalyptus globulus* al hidrólisis enzimática. Las aplicaciones prácticas de estos estudios son evidentes en la optimización de procesos industriales para la producción de bioetanol, donde la elección del material de biomasa y el pretratamiento son cruciales.

Kallio et al. (2018) y Koponen y Hannula (2017) presentan enfoques distintos para la utilización de residuos madereros en la producción de biocombustibles. Kallio et al. (2018) se enfocan en la conversión de biomasa a biocombustibles líquidos mediante la tecnología Fischer-Tropsch con una eficiencia del 57%, operando a temperaturas de 70-100 °C y precios de la biomasa entre 20 y 40 €/MWh. En contraste, Koponen y Hannula (2017) destacan la producción de gasolina y metano a partir de gasificación con oxígeno, complementada con electrólisis de agua para producir hidrógeno con una eficiencia del 67% (LHV). Bajo estas condiciones, lograron producir 51.8 MW en gasolina (OG) y 134 MW en gasolina mejorada (OG+), 66.8 MW en metano (OM) y 205.4 MW en metano mejorado (OM+), además de coproductos de LPG de 6.1 MW (OG) y 15.8 MW (OG+). Las aplicaciones prácticas incluyen la diversificación de productos energéticos obtenidos de

residuos madereros, lo que podría influir en políticas energéticas y económicas al promover la producción sostenible de energía.

El estudio de Barbanera et al. (2018) sobre residuos de carpe y el trabajo de Romaní et al. (2013) en *Eucalyptus globulus* subrayan la importancia de optimizar las condiciones de pretratamiento para maximizar la producción de etanol. Barbanera et al. (2018) optimizaron el factor de severidad del pretratamiento a un log R0 de 3.97, sólidos totales del 6% y carga enzimática del 15%, logrando un rendimiento de glucosa del 67.8%, lo que se traduce en una producción teórica de etanol de 251 litros por tonelada de materia prima seca. En comparación, Romaní et al. (2013) utilizaron condiciones específicas de explosión de vapor para alcanzar una conversión del 91%. Aunque ambos estudios muestran resultados prometedores, la variación en los métodos de pretratamiento y los tipos de residuos lignocelulósicos indica que la elección del material y las condiciones operativas son fundamentales para la eficiencia del proceso.

Por último, las comparaciones entre los estudios de Boro et al. (2022) y Koponen y Hannula (2017) revelan que la elección del pretratamiento y el tipo de biomasa pueden influir significativamente en la producción de biocombustibles. Boro et al. (2022) utilizaron pretratamiento ácido y fermentación para convertir aserrín de madera de caucho en bioetanol, mientras que Koponen y Hannula (2017) se enfocaron en la gasificación y síntesis catalítica para producir gasolina y metano. Las configuraciones mejoradas con hidrógeno mostraron un aumento significativo en la producción de biocombustibles: 2.2 veces para metano o 1.9 veces para gasolina con gasificación de vapor, y 3.1 veces para metano o 2.6 veces para gasolina con gasificación de oxígeno. Las aplicaciones prácticas de estos enfoques incluyen la posibilidad de adaptar procesos específicos a diferentes tipos de residuos y objetivos de producción, lo que puede mejorar la viabilidad económica y la sostenibilidad de la producción de biocombustibles en el futuro. Las proyecciones futuras sugieren que la integración de tecnologías avanzadas y la optimización de procesos podrían incrementar aún más la eficiencia y la producción de energía renovable a partir de residuos lignocelulósicos.

Métodos biológicos

Compostaje

Es un proceso aeróbico que requiere oxígeno, humedad adecuada y porosidad para estabilizar los desechos orgánicos. Las variables de control típicas incluyen la temperatura, el oxígeno y la humedad. La actividad microbiana, a través de complejos procesos metabólicos, descompone y humifica la materia orgánica, transformándola en compost (Sayara et al., 2020).

Autores como McMahon et al. (2008), evalúan la viabilidad del compostaje y la biorremediación para desviar los residuos de madera de construcción y demolición de los vertederos. Se prepararon mezclas de compost utilizando productos de madera mezclados, como tableros de partículas, fibra de densidad media, tablero duro y melamina, combinados con estiércol de aves de corral, mezcla Eco-Bio y residuos verdes como suplementos de nutrientes. En cambio, Kulikova et al. (2022) examinan la viabilidad de reciclar residuos de corteza y madera (BWW) de la industria de pulpa y papel, enfocándose en métodos de procesamiento biológico, químico y térmico. El compostaje es uno de los métodos destacados debido a la alta humedad y contenido orgánico del BWW.

Por otro lado (Huang et al., 2004) estudian el compostaje de estiércol de cerdo con aserrín recolectado de un aserradero en Taipo, Hong Kong. El estudio evaluó el efecto de diferentes relaciones C/N iniciales (30 y 15) en dos pilas de compostaje aeróbico estáticas. Se monitorearon parámetros fisicoquímicos y biológicos a lo largo del proceso de compostaje para determinar la madurez del compost y su impacto en el crecimiento de las plantas. Por último Sharma et al. (2018) exploran el uso de aserrín y estiércol de vaca en el compostaje de residuos florales en un tambor rotatorio. Se investigan seis combinaciones diferentes de residuos para evaluar su impacto en la madurez del compost, destacando la importancia del aserrín para mantener condiciones aeróbicas y del estiércol para acelerar la actividad microbiana.

Tabla 7: Aprovechamiento del residuo maderero mediante el compostaje

Residuos de Madera	Producto	Condiciones Operativas	Referencia
Tableros de partículas, fibra de densidad media, tablero duro, melamina	Compost con rendimiento, 101.5% del peso de control en pruebas de crecimiento de lentejas, 90% del peso de control en pruebas de crecimiento de rábanos.	EcoPOD composting system, 11 semanas de compostaje seguido de 2 semanas de maduración. Condiciones de humedad óptima 46.2%, actividades de agua (aW) de 0.999, temperaturas superiores a 60°C durante varios días, pH	(McMahon et al., 2008)

		constante alrededor de 7.5, conductividad eléctrica de 905 $\mu\text{S}/\text{cm}$.	
Corteza y residuos de madera (BWW)	Compost	Adición de urea, carbonato de calcio, fosfato y zeolita. Ajuste de pH con cal o cenizas. Pretratamiento con urea, prueba de fitotoxicidad.	(Kulikova et al., 2022)
Aserrín (de un aserradero en Taipu, Hong Kong)	Compost maduro (49 días); GI: 85%. Compost inmaduro (63 días); GI: 46%	Relación C/N inicial: 30 (pila A). Relación C/N inicial: 15 (pila B). Tiempo de compostaje: 63 días. Humedad: 60-70%. Volteo cada 3 días	(Huang et al., 2004)
Aserrín	Compost (contenido de nutrientes mejorado: N: 2.45%, K: 14.66 g/kg, P: 5.92 g/kg)	70 kg residuos florales, 20 kg estiércol, 10 kg aserrín; pH: 7.59, TOC: 33.2%, EC: 3.69 mS/cm	(Sharma et al., 2018)

Los estudios de McMahon et al. (2008) y Sharma et al. (2018) destacan la crucial importancia de mantener condiciones operativas precisas para obtener compost de alta calidad. McMahon et al. (2008) subrayan la necesidad de un control riguroso con un 46.2% de humedad óptima, temperaturas superiores a 60°C durante varios días, y un pH constante alrededor de 7.5 en un proceso que dura 11 semanas de compostaje seguido de 2 semanas de maduración. Este enfoque logró incrementar el rendimiento de crecimiento en lentejas y rábanos en un 101.5% y 90%, respectivamente. Por otro lado, Sharma et al. (2018) reportan que una mezcla de 70 kg de residuos florales, 20 kg de estiércol y 10 kg de aserrín bajo condiciones de un pH de 7.59, un contenido de carbono orgánico total (TOC) del 33.2%, y una conductividad eléctrica (EC) de 3.69 mS/cm, enriqueció el contenido de nutrientes en el compost, con nitrógeno al 2.45%, potasio a 14.66 g/kg y fósforo a 5.92 g/kg. La adaptabilidad de estas condiciones según el tipo de residuo utilizado es esencial para su aplicación en prácticas agrícolas sostenibles, ofreciendo un modelo para la optimización basada en la composición específica de los residuos.

En contraste, Kulikova et al. (2022) y Huang et al. (2004) exploran variaciones en el proceso de compostaje que adaptan las condiciones operativas según la composición del residuo. Kulikova et al. (2022) investigan el compostaje de residuos de corteza y madera (BWW), recomendando la adición de urea, carbonato de calcio, fosfato y zeolita, además del ajuste de pH con cal o cenizas para mejorar la concentración de nitrógeno y fósforo en el compost. Este método es crucial para

compostar materiales con baja biodegradabilidad, con tasas de degradación inferiores al 0.15% anual. Por su parte, Huang et al. (2004) ajustan la relación carbono/nitrógeno inicial a 30 y 15 en diferentes pilas de compostaje, alcanzando una madurez en 49 días con un índice de germinación (GI) del 85% para la pila A, mientras que la pila B resultó inmadura después de 63 días con un GI del 46%. La gestión de la humedad entre 60-70% y el volteo cada 3 días, junto con las variaciones en temperatura máxima de 69 °C y 60 °C para las pilas A y B, respectivamente, ilustran cómo las condiciones físicas pueden influir en la calidad del compost final.

Estos estudios colectivamente ilustran la importancia de adaptar las prácticas de compostaje a las características específicas de los residuos y las condiciones ambientales. La futura investigación debería centrarse en la integración de estas técnicas para optimizar tanto la eficiencia del compostaje como la calidad del producto final en diversas aplicaciones agrícolas y ambientales. La escalabilidad de estos enfoques en un contexto global es crucial, particularmente frente a la creciente demanda de métodos sostenibles de manejo de residuos. Adicionalmente, sería provechoso investigar más sobre el impacto a largo plazo de estos composts en diferentes tipos de suelos y cultivos, fortaleciendo así la base de conocimiento para prácticas agrícolas resilientes y sostenibles.

Digestión anaerobia

Es un proceso que transforma los residuos orgánicos en biogás. Este producto puede emplearse como combustible para cocinar, en motores de gas o convertirse en biometano con calidad de gas natural (Milano et al., 2016). Durante la digestión anaeróbica, la biomasa con un alto contenido de humedad (85-90%) se descompone por microorganismos en ausencia de oxígeno, generando una mezcla de biogás rico en metano, dióxido de carbono (CO₂) y trazas de otros gases como el sulfuro de hidrógeno (Ben-Iwo et al., 2016).

En la literatura bibliográfica disponible se identifica como (Li et al., 2019) evalúan el potencial de producción de metano a partir de residuos de madera pretratados con NaOH y co-digeridos con estiércol de cerdo. El alto contenido de lignina y la relación carbono-nitrógeno (C/N) de los residuos de madera son factores limitantes para la producción de biogás. En cambio, Zhang et al. (2022) investigan el uso de biocarbón producido a partir de residuos de madera para mejorar la digestión anaeróbica (AD) de residuos alimentarios (FW). El estudio se centra en cómo las

propiedades del biocarbón, como los grupos funcionales que contienen oxígeno y el grado de grafitización, afectan la producción de metano y la estabilidad de los sistemas AD.

Mientras Jeong-Ik et al. (2018) analizan la producción de biogás a partir de residuos alimentarios mediante digestión anaeróbica en combinación con astillas de madera. Por último Lee et al. (2021) se centran en la utilización de biochar derivado de residuos de madera para la digestión anaeróbica de residuos alimenticios, con el objetivo de mejorar el biogás producido y tratar el digestato resultante. El biochar se utilizó inicialmente para absorber CO₂ del biogás, mejorando su calidad para usos energéticos.

Tabla 8: Aprovechamiento del residuo maderero mediante la digestión anaeróbica

Residuos de Madera	Producto final obtenido	Condiciones Operativas	Referencia
Residuos de madera (pretratados con NaOH)	Metano (aumento del 38.5% en digestión única, 75.8% en co-digestión con estiércol de cerdo)	Pretratamiento con NaOH a 90°C durante 4 horas, co-digestión a 35°C durante 49 días Bacterias fermentativas	(Li et al., 2019)
Madera reciclada	Metano (+21.5% con 750°C, 60 min)	750 °C, 60 min, purga de N ₂ Microorganismo usado: <i>Methanoseta</i> , <i>Romboutsia</i> , y <i>norank_f_Anaerolineaceae</i>	(Zhang et al., 2022)
Astillas de madera	Metano: 20 ml/g, Hidrógeno: 13.9 ml/g	Relación residuos alimentarios/astillas de madera: 0.5, Temperatura: 35°C, Tiempo de reacción: 15 días Bacterias fermentativas	(Jeong-Ik et al., 2018)
Biochar de madera	Biogás: Absorción de CO ₂ (11.17 mg g ⁻¹) Digestato: Reducción del COD en ~31%, reducción de TSS en casi 90%, y reducción de amoníaco en 8%	Digestión anaeróbica de residuos alimenticios con adición de biochar. Temperatura de torrefacción de 200-300 °C en atmósfera inerte Bacterias fermentativas	(Lee et al., 2021)

El autor Li et al. (2019) y Jeong-Ik et al. (2018) concuerdan en que el pretratamiento de residuos de madera mejora significativamente la producción de metano en digestión anaeróbica. Li et al. (2019) destaca que el pretratamiento con NaOH a 90°C durante 4 horas incrementa la producción

de metano en un 38.5% en digestión única y en un 75.8% en co-digestión con estiércol de cerdo, alcanzando 309.06 mL CH₄/g VS. Por otro lado, Jeong-Ik et al. (2018) demuestran que la adición de astillas de madera a la digestión de residuos alimentarios aumenta la producción de metano en un 640%, obteniendo 20 ml/g de metano y 13.9 ml/g de hidrógeno a una temperatura de 35°C durante 15 días. Las diferencias en la magnitud de estos incrementos pueden atribuirse a las distintas condiciones operativas y materiales utilizados. Mientras que Li et al. (2019) utiliza un pretratamiento químico, Zhang et al. (2022) emplea astillas de madera como biocolonia, sugiriendo que las aplicaciones prácticas de ambos métodos podrían variar en función de la disponibilidad de materiales y las necesidades específicas de los sistemas de biogás.

Zhang et al. (2022) presenta variaciones significativas al comparar los efectos del biochar producido a 750°C durante 60 minutos con la producción de metano, mostrando un aumento del 21.5%. Aunque este incremento es menor en comparación con los resultados obtenidos por Li et al. (2019) y Jeong-Ik et al. (2018), las condiciones operativas específicas, como la purga continua de N₂ y la tasa de calentamiento, reducen la acumulación de ácidos grasos volátiles y estabilizan el pH. Esto subraya la importancia de optimizar parámetros operativos para maximizar la producción de metano. Las aplicaciones prácticas de este enfoque podrían ser más adecuadas para sistemas donde la gestión de ácidos grasos volátiles es crítica, sugiriendo que la implementación de biochar podría ser una estrategia viable en entornos con alta variabilidad en la calidad del sustrato.

Lee et al. (2021) aborda un aspecto complementario al centrarse en la mejora de la calidad del biogás y el tratamiento del digestato. El estudio muestra que el biochar absorbe 11.17 mg g⁻¹ de CO₂ y reduce significativamente la Demanda Química de Oxígeno (31%), los Sólidos Suspendidos Totales (90%) y la concentración de amoníaco (8%). Aunque estos resultados no se centran exclusivamente en la producción de metano, destacan el potencial del biochar para mejorar la sostenibilidad del proceso y la calidad del biogás como fuente de energía renovable. Las aplicaciones prácticas incluyen la posibilidad de utilizar el digestato tratado como biofertilizante, promoviendo una economía circular. A futuro, la integración de biochar en sistemas de gestión de residuos podría ofrecer soluciones sostenibles y eficientes para la mejora de biogás y el reciclaje de nutrientes en la agricultura.

Conclusiones

Los métodos físicos, como la trituración y la compactación, facilitan el manejo y transporte de los residuos, siendo el molino de martillos ideal para el triturado de astillas de álamo, el molino de cuchillas eficaz para la biomasa de Pigüe y el molino de bolas planetario adecuado para obtener granulometrías finas en aserrín. En los procesos termoquímicos, la gasificación y la pirólisis destacan por convertir los residuos en productos energéticos valiosos: la gasificación optimizada con condiciones específicas de temperatura, presión y uso de catalizadores es altamente eficiente, mientras que la pirólisis es efectiva en la producción de bio-oil y carbón vegetal, esenciales para la generación de energía y reducción de residuos. En la producción de biocombustibles, la hidrólisis enzimática y la fermentación son procesos clave para obtener bioetanol, con estudios que subrayan la importancia de seleccionar el material de biomasa adecuado y optimizar las condiciones de pretratamiento y fermentación para alcanzar altos rendimientos. Los métodos biológicos, como el compostaje y la digestión anaerobia, ofrecen soluciones sostenibles, permitiendo la producción de compost y biogás, lo que contribuye a la mejora del suelo y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

Referencias

1. Adeola Fuwape, J. (2003). The impacts of forest industries and wood utilization on the environment. XLL World Forestry Congress, Québec City, Canada.
2. Alizadeh, P., Tabil, L. G., Adapa, P. K., Cree, D., Mupondwa, E., & Emadi, B. (2022). Torrefaction and Densification of Wood Sawdust for Bioenergy Applications. *Fuels*, 3(1), 152-175. <https://doi.org/10.3390/fuels3010010>
3. Arpi Trujillo, J. E., & Calderón Toral, C. S. (2010). Diseño de una maquina pelletizadora en base a la disponibilidad de residuos madereros de la ciudad de cuenca para su aprovechamiento energético [Universidad Politécnica Salesiana Facultad de Ingenierías]. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/832/13/UPS-CT001696.pdf>
4. Ayala-Mendivil, N., & Sandoval, G. (2018). Bioenergía a partir de residuos forestales y de madera. *Madera y Bosques*, 24(0). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401877>
5. Barbanera, M., Lascaro, E., Foschini, D., Cotana, F., & Buratti, C. (2018). Optimization of bioethanol production from steam exploded hornbeam wood (*Ostrya carpinifolia*) by

- enzymatic hydrolysis. *Renewable Energy*, 124, 136-143.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.07.022>
6. Beltrán Martínez, L. (2011). Caracterización del producto obtenido en el pretratamiento de molienda de biomasa con molino de martillos bajo diferentes condiciones de operación [Universidad de Zaragoza]. Ecuador.
 7. Ben-Iwo, J., Manovic, V., & Longhurst, P. (2016). Biomass resources and biofuels potential for the production of transportation fuels in Nigeria. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 63, 172-192. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.05.050>
 8. Besserer, A., Troilo, S., Girods, P., Rogaume, Y., & Brosse, N. (2021). Cascading Recycling of Wood Waste: A Review. *Polymers*, 13(11).
 9. Boro, M., Verma, A. K., Chettri, D., Yata, V. K., & Verma, A. K. (2022). Strategies involved in biofuel production from agro-based lignocellulose biomass. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102679. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102679>
 10. Cahyanti, M. N., Doddapaneni, T. R. K. C., Madissoo, M., Pärn, L., Virro, I., & Kikas, T. (2021). Torrefaction of Agricultural and Wood Waste: Comparative Analysis of Selected Fuel Characteristics. *Energies*, 14(10).
 11. Cano-Estrella, O., López-Sánchez, O., Guerrero-Posada, P., & San José-González, P. (2022). Evaluación de la calidad de triturado del marabú cortado con una cosechadora forestal. *Revista Ingeniería Agrícola*, 12(4).
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=586272874008>
 12. Casanova Treto, P., Solís, K., & Carrillo, T. (2017). Propiedades térmicas y fisicoquímicas de pellets con fines energéticos elaborados a partir de residuos de aserradero. *Ingeniería. Revista de la Universidad de Costa Rica*, 27(1), 57-74.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44170538004>
 13. Cetiner, I., & Shea, A. D. (2018). Wood waste as an alternative thermal insulation for buildings. *Energy and Buildings*, 168, 374-384.
<https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.03.019>
 14. Chen, D., Li, Y., Cen, K., Luo, M., Li, H., & Lu, B. (2016). Pyrolysis polygeneration of poplar wood: Effect of heating rate and pyrolysis temperature. *Bioresource Technology*, 218, 780-788. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.049>

15. El Hage, M., Louka, N., Rezzoug, S.-A., Maugard, T., Sablé, S., Koubaa, M., Debs, E., & Maache-Rezzoug, Z. (2023). Bioethanol Production from Woody Biomass: Recent Advances on the Effect of Pretreatments on the Bioconversion Process and Energy Yield Aspects. *Energies*, 16(13).
16. FAO. Consumption of primary processed wood products predicted to grow 37 percent by 2050. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2022 [citado: 7 junio 2024]; [Online] Recuperado: [https://www.fao.org/newsroom/detail/consumption-of-primary-processed-wood-products-predicted-to-grow-37-percent-by-2050/en#:~:text=Consumption%20of%20primary%20processed%20wood%20products%20predicted%20to%20grow%2037%20percent%20by%202050,-FAO%20publishes%20Global&text=Rome%20%E2%80%93%20Overall%20consumption%20of%20primary,United%20Nations%20\(FAO\)%20said.](https://www.fao.org/newsroom/detail/consumption-of-primary-processed-wood-products-predicted-to-grow-37-percent-by-2050/en#:~:text=Consumption%20of%20primary%20processed%20wood%20products%20predicted%20to%20grow%2037%20percent%20by%202050,-FAO%20publishes%20Global&text=Rome%20%E2%80%93%20Overall%20consumption%20of%20primary,United%20Nations%20(FAO)%20said.)
17. Ferrari, F., Striani, R., Fico, D., Alam, M. M., Greco, A., & Esposito Corcione, C. (2022). An Overview on Wood Waste Valorization as Biopolymers and Biocomposites: Definition, Classification, Production, Properties and Applications. *Polymers*, 14(24). <https://doi.org/10.3390/polym14245519>
18. Gaitán-Álvarez, J., & Moya, R. (2016). Características y propiedades de pellets de biomasa torrefaccionada de *Gmelina arborea* y *Dipterix panamensis* a diferentes tiempos. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 325-337. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2015.09.044>
19. Girods, P., Dufour, A., Rogaume, Y., Rogaume, C., & Zoulalian, A. (2008). Pyrolysis of wood waste containing urea-formaldehyde and melamine-formaldehyde resins. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 81(1), 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2007.09.007>
20. González Hassig, A., García Ubaque, C. A., & Talero Rojas, G. F. (2014). Estudio de planta piloto para peletización de residuos madereros y su utilización como combustible en hornos ladrilleros. *Tecnura*, 18(40), 62-70. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=257030546006>
21. Hasan, K. M. F., Horváth, P. G., & Alpár, T., Chapter 4 - Nanotechnology for waste wood recycling, Elsevier, 2022. p. 61-80. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85835-9.00014-3>

22. Hosokai, S., Matsuoka, K., Kuramoto, K., & Suzuki, Y. (2016). Practical estimation of reaction heat during the pyrolysis of cedar wood. *Fuel Processing Technology*, 154, 156-162. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2016.08.027>
23. Huang, G. F., Wong, J. W. C., Wu, Q. T., & Nagar, B. B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*, 24(8), 805-813. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.011>
24. Jeong-Ik, O., Jechan, L., Kun-Yi Andrew, L., Eilhann, E. K., & Yiu Fai, T. (2018). Biogas production from food waste via anaerobic digestion with wood chips. *Energy & Environment*, 29(8), 1365-1372. <https://doi.org/10.1177/0958305X18777234> (Energy & Environment)
25. Kallio, A. M. I., Chudy, R., & Solberg, B. (2018). Prospects for producing liquid wood-based biofuels and impacts in the wood using sectors in Europe. *Biomass and Bioenergy*, 108, 415-425. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.11.022>
26. Kislukhina, I. A., & Rybakova, O. G. (2018). Gasification of Wood and Non-wood Waste of Timber Production as Perspectives for Development of Bioenergy. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 327(2), 022059. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/327/2/022059>
27. Koponen, K., & Hannula, I. (2017). GHG emission balances and prospects of hydrogen enhanced synthetic biofuels from solid biomass in the European context. *Applied Energy*, 200, 106-118. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.05.014>
28. Kulikova, Y., Sukhikh, S., Babich, O., Yuliya, M., Krasnovskikh, M., & Noskova, S. (2022). Feasibility of Old Bark and Wood Waste Recycling. *Plants*, 11(12).
29. Lee, J. T. E., Ok, Y. S., Song, S., Dissanayake, P. D., Tian, H., Tio, Z. K., Cui, R., Lim, E. Y., Jong, M.-C., Hoy, S. H., Lum, T. Q. H., Tsui, T.-H., Yoon, C. S., Dai, Y., Wang, C.-H., Tan, H. T. W., & Tong, Y. W. (2021). Biochar utilisation in the anaerobic digestion of food waste for the creation of a circular economy via biogas upgrading and digestate treatment. *Bioresource Technology*, 333, 125190. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125190>
30. Li, J., Dou, B., Zhang, H., Zhang, H., Chen, H., Xu, Y., & Wu, C. (2021). Pyrolysis characteristics and non-isothermal kinetics of waste wood biomass. *Energy*, 226, 120358. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120358>

31. Li, R., Tan, W., Zhao, X., Dang, Q., Song, Q., Xi, B., & Zhang, X. (2019). Evaluation on the Methane Production Potential of Wood Waste Pretreated with NaOH and Co-Digested with Pig Manure. *Catalysts*, 9(6).
32. Maier, D. (2021). Building Materials Made of Wood Waste a Solution to Achieve the Sustainable Development Goals. *Materials* (Basel), 14(24). <https://doi.org/10.3390/ma14247638>
33. Mardiana, S., Azhari, N. J., Ilmi, T., & Kadja, G. T. M. (2022). Hierarchical zeolite for biomass conversion to biofuel: A review. *Fuel*, 309, 122119. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122119>
34. McMahon, V., Garg, A., Aldred, D., Hobbs, G., Smith, R., & Tothill, I. E. (2008). Composting and bioremediation process evaluation of wood waste materials generated from the construction and demolition industry. *Chemosphere*, 71(9), 1617-1628. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.01.031>
35. Mehmood, S., Khaliq, A., & Ranjha, S., The use of post consumer wood waste for the production of wood plastic composites: A Review, Venice, Italy, Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste, 2010. p. 1-16. <https://doi.org/10.13140/2.1.1921.3128>
36. Mian, I., Li, X., Jian, Y., Dacres, O. D., Zhong, M., Liu, J., Ma, F., & Rahman, N. (2019). Kinetic study of biomass pellet pyrolysis by using distributed activation energy model and Coats Redfern methods and their comparison. *Bioresource Technology*, 294, 122099. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122099>
37. Milano, J., Ong, H. C., Masjuki, H. H., Chong, W. T., Lam, M. K., Loh, P. K., & Vellayan, V. (2016). Microalgae biofuels as an alternative to fossil fuel for power generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 180-197. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.150>
38. Mokrzycki, J., Gazińska, M., Fedyna, M., Karcz, R., Lorenc-Grabowska, E., & Rutkowski, P. (2020). Pyrolysis and torrefaction of waste wood chips and cone-like flowers derived from black alder (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.) for sustainable solid fuel production. *Biomass and Bioenergy*, 143, 105842. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105842>

39. Morais, Â., Soares, A. A., & Rouboa, A. (2022). A numerical study of the urban wood waste gasification. *Energy Reports*, 8, 1053-1062. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2022.07.083>
40. Ong, H. C., Chen, W.-H., Farooq, A., Gan, Y. Y., Lee, K. T., & Ashokkumar, V. (2019). Catalytic thermochemical conversion of biomass for biofuel production: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 113, 109266. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109266>
41. Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., & Tetzlaff, J. M. (2021). The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews [en línea]. *BMJ*, 372, 71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
42. Pandey, S. (2022). Wood waste utilization and associated product development from under-utilized low-quality wood and its prospects in Nepal. *SN Applied Sciences*, 4(6), 168. <https://doi.org/10.1007/s42452-022-05061-5>
43. Prins, M. J., Ptasinski, K. J., & Janssen, F. J. J. G. (2006). Torrefaction of wood: Part 1. Weight loss kinetics. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 77(1), 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2006.01.002>
44. Romaní, A., Garrote, G., Ballesteros, I., & Ballesteros, M. (2013). Second generation bioethanol from steam exploded *Eucalyptus globulus* wood. *Fuel*, 111, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.04.076>
45. Safarian, S., Ebrahimi Saryazdi, S. M., Unnthorsson, R., & Richter, C. (2021). Gasification of Woody Biomasses and Forestry Residues: Simulation, Performance Analysis, and Environmental Impact. *Fermentation*, 7(2), 1-14.
46. Saha, P., & Handique, S., Chapter 26 - A review on municipal solid wastes and their associated problems and solutions (waste-to-energy recovery and nano-treatment) with special reference to India, Elsevier, 2023. p. 601-623. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90463-6.00004-X>
47. Sahoo, G., Sharma, A., & Chandra Dash, A. (2022). Biomass from trees for bioenergy and biofuels – A briefing paper. *Materials Today: Proceedings*, 65, 461-467. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.02.639>

48. Sankaran, R., Show, P. L., Nagarajan, D., & Chang, J.-S., Chapter 19 - Exploitation and Biorefinery of Microalgae, Elsevier, 2018. p. 571-601. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63992-9.00019-7>
49. Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., & Sánchez, A. (2020). Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. *Agronomy*, 10(11), 1838. <https://doi.org/10.3390/agronomía10111838>
50. Sharma, D., Yadav, K. D., & Kumar, S. (2018). Role of sawdust and cow dung on compost maturity during rotary drum composting of flower waste. *Bioresource Technology*, 264, 285-289. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.091>
51. Sisniega Maza, Y. (2021). Estudio de la reducción de tamaño de distintas biomásas residuales en un molino de bolas planetario [Universidad de Cantabria].
52. Teacă, C. A., Shahzad, A., Duceac, I. A., & Tanasă, F. (2023). The Re-/Up-Cycling of Wood Waste in Wood-Polymer Composites (WPCs) for Common Applications. *Polymers (Basel)*, 15(16). <https://doi.org/10.3390/polym15163467>
53. Tenorio-Monge, C., Moya-Roque, R., Valaert, J., & Tomazello-Filho, M. (2016). Potencial de fabricación de pellets de residuos forestales de *Cupressus lusitanica* y *Tectona grandis* en Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(2), p. 95-109. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i2.2694>
54. Urrútia, G., & Bonfill, X. (2010). Declaración PRISMA: una propuesta para mejorar la publicación de revisiones sistemáticas y metaanálisis [en línea]. *Medicina Clínica*, vol 135, no 11, 507-511. <https://doi.org/10.1016/j.medcli.2010.01.015>
55. Villacis Pila, Y. J. (2018). Modelación matemática para la molienda de la biomasa del pigüe (*Piptocoma discolor*) con fines energéticos en la provincia de Pastaza. Universidad Estatal Amazónica].
56. Vitolina, S., Shulga, G., Neiberte, B., Jaunslavietis, J., Verovkins, A., & Betkers, T. (2022). Characteristics of the Waste Wood Biomass and Its Effect on the Properties of Wood Sanding Dust/Recycled PP Composite. *Polymers (Basel)*, 14(3). <https://doi.org/10.3390/polym14030468>
57. Wang, N., Zhan, H., Zhuang, X., Xu, B., Yin, X., Wang, X., & Wu, C. (2020). Torrefaction of waste wood-based panels: More understanding from the combination of upgrading and

- denitrogenation properties. *Fuel Processing Technology*, 206, 106462. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2020.106462>
58. Xie, J., Zhu, K., Zhang, Z., Chen, X., Lin, Y., Hu, J., Xiong, Y., Zhang, Y., Huang, Z., & Huang, H. (2023). Chemical Looping Gasification of Wood Waste Using NiO-Modified Hematite as an Oxygen Carrier. *Energies*, 16(4), 1-16.
59. Zambrano, L., Moreno, P., Muñoz, F., Durán, J., Garay, D., & Valero, S. (2013). Tableros de partículas fabricados con residuos industriales de madera de *Pinus patula*. *Madera y Bosques*, 19(3), 65-80. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61728976005>
60. Zhang, C., Yang, R., Sun, M., Zhang, S., He, M., Tsang, D. C. W., & Luo, G. (2022). Wood waste biochar promoted anaerobic digestion of food waste: focusing on the characteristics of biochar and microbial community analysis. *Biochar*, 4(1), 62. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00187-6>
61. Zhang, Y., Cui, Y., Chen, P., Liu, S., Zhou, N., Ding, K., Fan, L., Peng, P., Min, M., Cheng, Y., Wang, Y., Wan, Y., Liu, Y., Li, B., & Ruan, R., Chapter 14 - Gasification Technologies and Their Energy Potentials, Elsevier, 2019. p. 193-206. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64200-4.00014-1>

© 2024 por los autores. Este artículo es de acceso abierto y distribuido según los términos y condiciones de la licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>).