



Conversión de residuos lignocelulósicos urbanos en fuente de bioenergía mediante carbonización hidrotérmica

Conversion of urban lignocellulosic waste into source of bioenergy through hydrothermal carbonization

Segundo Vásquez Llanos^{1*}; Ada Barturén Quispe¹; Marilín Sánchez Purihuaman²;
Sebastián Huangal Scheineder¹; Alfredo Arroyo Sánchez¹; Cristian Visconde Beltran¹;
Jorge Flores Franco³; Carmen Carreño-Farfán²; Felix M. Carbajal Gamarra⁴

1 Facultad de Ingeniería Química e Industrias Alimentarias, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo, Lambayeque, Perú.

2 Grupo de Investigación BlyME: BS-CA, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo, Lambayeque, Perú.

3 Escuela de Posgrado, Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú.

4 Energy Engineering, University of Brasilia, FGA-UnB, St. Leste Projeção A, Gama Leste, Brasilia 72444-240, DF, Brasil.

*Autor correspondiente: svasquezll@unprg.edu.pe (S. Vásquez Llanos).

ORCID de los autores:

S. Vásquez Llanos: <https://orcid.org/0000-0002-3937-9674>

M. Sánchez Purihuaman: <https://orcid.org/0000-0001-9252-9566>

A. Arroyo Sánchez: <https://orcid.org/0009-0000-7280-6634>

J. Flores Franco: <https://orcid.org/0000-0001-8196-5792>

F. M. Carbajal Gamarra: <https://orcid.org/0000-0001-9276-4427>

A. Barturén Quispe: <https://orcid.org/0000-0003-4566-1868>

S. Huangal Scheineder: <https://orcid.org/0000-0002-4864-1857>

C. Visconde Beltran: <https://orcid.org/0000-0002-7596-6059>

C. Carreño-Farfán: <https://orcid.org/0000-0003-0238-2666>

RESUMEN

El proceso de carbonización hidrotérmica ha llamado la atención de la comunidad académica y científica como una tecnología emergente y ecológica para la transformación de los residuos lignocelulósicos urbanos en fuente de bioenergía en forma sólida (hidrocarbón), líquida y gaseosa. Esta revisión aborda la comprensión de las propiedades y el potencial uso de estos residuos como fuente de bioenergía. Se analizan las propiedades fisicoquímicas y energéticas de estos residuos, así como los parámetros de operación que influyen en su transformación. Además, se presentan nuevas perspectivas sobre los desafíos futuros relacionados con el uso potencial de estos residuos y el proceso de carbonización. La conversión sostenible de estos residuos urbanos en una fuente de bioenergía contribuirá a reducir la dependencia de los combustibles fósiles, minimizar las emisiones de gases de efecto invernadero, garantizar una gestión eficiente de los residuos urbanos y desarrollar una bioeconomía circular.

Palabras clave: residuos verdes; residuos lignocelulósicos urbanos; carbonización hidrotérmica; hidrocarbón; sustentabilidad.

ABSTRACT

The hydrothermal carbonization process has attracted the attention of the academic and scientific community as an emerging and ecological technology for the transformation of urban lignocellulosic waste into a source of bioenergy in solid form (hydrochar), liquid, and gases. This review addresses understanding the properties and potential use of these wastes as a source of bioenergy. The physicochemical and energetic properties of these wastes are analyzed, as well as the operating parameters that influence their transformation. Furthermore, new perspectives are presented on future challenges related to the potential use of this waste and the carbonization process. The sustainable conversion of these urban wastes into a source of bioenergy will contribute to reducing dependence on fossil fuels, minimizing greenhouse gas emissions, ensuring efficient urban waste management, and developing a circular bioeconomy.

Keywords: green waste; urban lignocellulosic waste; hydrothermal carbonization; hydrochar; sustainability.

Recibido: 14-02-2024.

Aceptado: 28-04-2024.



Esta obra está publicada bajo la licencia [CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

INTRODUCCIÓN

El consumo de energía ha incrementado considerablemente el costo del agotamiento de las reservas energéticas fósiles y el aumento desmesurado de las emisiones de gases de efecto invernadero (Reza et al., 2023). Por otro lado, el aumento expresivo de la población mundial, ha conllevado el incremento del sector energético, el consumo de productos industriales, la generación de residuos y la contaminación atmosférica. Por estas razones, la sustentabilidad del actual sistema se ve comprometido, por el consumo desmesurado de combustibles fósiles, para la generación de energía y diversos productos. Estos productos cumplen un rol importante en la sociedad, no obstante, los impactos ambientales causados desde su exploración, estimula y obliga la búsqueda por investigar nuevas fuentes ecológicamente amigables y sustentables.

Los residuos lignocelulósicos urbanos (RLU) a diferencia del carbón y del petróleo, son una fuente muy compleja, heterogénea, sustentable y renovable (Hoover et al., 2019). Son la materia prima más abundante, limpia, sostenible, reciclable y eficaz para la gestión de la neutralidad del carbono, razones que impulsa su uso para la generación de biocombustibles como fuente ecológica (Velvizhi et al., 2022). Los RLU son considerados una fuente renovable para la generación de bioenergía, con capacidad para satisfacer la demanda energética (Jaideep et al., 2021), debido a sus cualidades únicas. Estos residuos tienen la capacidad de generar calor, energía eléctrica, y son una fuente renovable, abundante, sustentable y de bajo costo (Duque et al., 2021). Se estima que la valorización energética de los RLU, como por ejemplo las podas de árboles, podría generar entre 1 y 1,5 MW de energía (Maccarini et al., 2020).

Los RLU se han convertido en la fuente de energía más flexible para la producción de biocombustibles y de productos químicos con valor agregado para mitigar las emisiones producidas por el uso de los combustibles fósiles (Chen et al., 2022). En este sentido, los métodos de conversión termoquímica son los más indicados para su transformación. Estos métodos comprende, la pirólisis, la gasificación y la carbonización hidrotérmica (Şen & Pereira, 2021). La carbonización hidrotérmica, se muestra como una de las vías más ecológicas para transformar los RLU en productos energéticos (Yang et al., 2019).

La carbonización hidrotérmica (CHT) es un proceso

de conversión termoquímica que requiere la aplicación de calor y presión para convertir la biomasa en biocombustible carbonoso en medio acuoso. La CHT conocido como torrefacción húmeda o pirólisis simple, requiere bajas temperaturas y altas presiones, dentro de la región subcrítica del agua (Funke & Ziegler, 2010; Maniscalco et al., 2020). La CHT a diferencia de la pirólisis, torrefacción seca o combustión, no requiere un secado previo (Sharma et al., 2020). Durante este proceso, son producidos fracciones sólidas rico en carbono (denominado hidrocarbón), fracciones líquidas que contienen productos orgánicos disueltos y fracciones gaseosas que contiene principalmente CO_2 y CH_4 (Pauline & Joseph, 2020; Wilk et al., 2020).

El hidrocarbón obtenido de la CHT para fines energéticos, es un biocombustible sólido hidrofóbico con importantes propiedades, como moldeabilidad mejorada, bajo contenido de humedad y con elevado poder calorífico (Bach et al., 2013). También, posee propiedades similares a los carbones como lignito (Sharma et al., 2019), turba y bituminoso (Dang et al., 2023). Se estima que la combustión de hidrocarbones pueden generar aproximadamente 18 kg de CO_2 , mientras que la combustión directa de una tonelada de residuos sólidos urbanos genera aproximadamente 72 kg de CO_2 (Medina-Martos et al., 2020). En esta línea, investigaciones muestran que las propiedades del hidrocarbón, son influenciados por la temperatura, la presión, el tiempo de residencia y la relación biomasa-agua (Mendoza Martinez et al., 2021; Śliz & Wilk, 2020; Wilk et al., 2020).

Por ello, se ha observado que en esta área, un elevado número de investigaciones se han basado en el estudio de la biomasa agrícola (Güleç et al., 2021) y biomasa forestal (Wu et al., 2017), para la producción de biocombustibles sólidos. Este comportamiento es comprensible, debido a la similar composición química de ambas biomásas y que exige menor adaptación del reactor termoquímico. Por lo tanto, este comportamiento abre espacio para el uso de otras biomásas como es el caso de los RLU. En consecuencia, esta revisión explora un área de tendencia mundial que estudian la hidratación termoquímica de los RLU y la influencia que tienen los parámetros de operación en este proceso. La Figura 1 representa el proceso de carbonización hidrotérmica de los residuos lignocelulósicos urbanos.

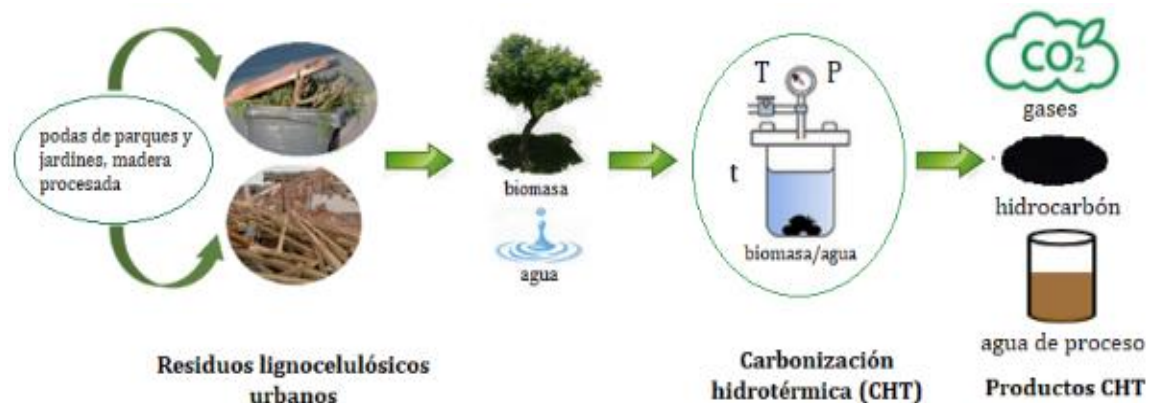


Figura 1. Proceso de CHT de los RLU.

Los RLU se muestran desafiadores para la ciencia, por mostrar composiciones heterogéneas, variedad de especies, falta de separación, de reciclado, alto contenido de humedad, baja molturabilidad, bajo poder calorífico y baja densidad. Por lo que, su potencial uso y aplicabilidad tecnológica se ve limitado. Por ello, el proceso de CHT se presenta como una alternativa para transformar los RLU en biocombustibles, debido que el requerimiento de

energía es menor con respecto a los procesos de pirólisis y gasificación. En este artículo de revisión se discute las propiedades fisicoquímicas y energéticas de los RLU vía CHT, así como la influencia de los parámetros de operación que afectan la calidad energética de los biocombustibles sólidos y los desafíos futuros relacionado al uso de los RLU y la eficiencia del proceso de la CHT.

RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS URBANOS

Tradicionalmente, los residuos lignocelulósicos urbanos (RLU) han terminado en rellenos sanitarios, incinerados y solo una pequeña fracción se utilizan para compostaje (Ayilara et al., 2020). Los RLU tienen una participación significativa dentro de los residuos urbanos que comprenden a los residuos de parques y jardines, los residuos herbáceos y los residuos de madera procesada (Li et al., 2017; Pérez-Arévalo & Velázquez-Martí, 2018; Puccini et al., 2018). Los RLU, debido a sus propiedades intrínsecas, composición heterogénea, elevado contenido de humedad y bajo poder calorífico, limita su uso directo, por ejemplo en la co-combustión con carbón (Zjup et al., 2020) y en aplicaciones de bioenergía (Phuang et al., 2021). Esta variabilidad está influenciada por una serie de factores, que incluyen las condiciones geográficas, socioeconómicas y técnicas (Silva de Souza Lima Cano et al., 2022). Los RLU presentan elevada densidad que varía entre 50 kg/m³ y 75 kg/m³, por lo que requieren grandes extensiones para su almacenamiento y disposición (Gupta et al., 2018).

Los residuos verdes constituyen una fuente de biomasa valiosa para la obtención de energía y representan una de las fracciones orgánicas biodegradables de los residuos urbanos. Son los materiales verdes herbáceos no leñosos o con bajo contenido de lignina que incluyen una mezcla de césped y hojas recolectados de los parques públicos y jardines privados, los recortes de vegetación que se encuentran en la berma de las pistas con pequeñas cantidades de material leñoso, que no provienen de procesos agrícolas ni de cultivos intencionales (Langsdorf et al., 2021). A nivel mundial, la generación de residuos verdes es alrededor de 47 kg/persona/año (Liu et al., 2023).

Los residuos verdes, es considerado materia putrescible, debido a su naturaleza orgánica y representan el 11,5% en peso de la composición total de los residuos urbanos (Bayard et al., 2018). Los residuos de jardín, que incluyen hojas, césped y ramitas de árboles, junto con los residuos de alimentos son clasificados como residuos orgánicos y representan aproximadamente el 44% en peso de la composición total de los residuos urbanos (K. D. Sharma & Jain, 2020). Por otro lado, los residuos de la poda generada de los espacios verdes urbanos y de recreación muestran potencial para ser utilizados en la generación de biocombustibles, calor y energía. Esto podría contribuir a reducir los costos de gestión de residuos a nivel local y regional, así como mitigar los impactos ambientales negativos. Sin embargo, la falta de información sobre la disponibilidad y características de esta fuente renovable ha sido la principal razón por la que no ha recibido la debida difusión y valorización para su adecuada gestión en el

sector de las energías renovables. Su aprovechamiento como fuente de energía renovable y sostenible sería una alternativa viable a los tradicionales combustibles fósiles derivados del petróleo (Pedroza et al., 2021).

El enorme flujo de residuos de las podas generados diariamente y la presencia de contaminantes contenidos en estos residuos, los tornan potenciales agentes contaminantes, afectando el suelo, fuentes de agua dulce, el aire y llegando a causar impactos a diversos ecosistemas. Por ejemplo, los árboles de *Ficus benjamina* generan alrededor de 5 a 6 kg de residuos de hojas secas por día en época de verano (Kulkarni et al., 2019), y su poda genera alrededor de 16 kg de residuos (Pérez-Arévalo & Velázquez-Martí, 2018), mientras que la poda del árbol lechero (*Euphorbia laurifolia* L.) genera alrededor de 9,95 kg de residuos (Velázquez-Martí et al., 2018). Otros estudios mencionan que la poda urbana de un árbol genera en promedio 376,4 kg de residuos (Maccarini et al., 2020).

El potencial uso de los residuos de las podas urbanas se percibe como una oportunidad con grandes beneficios tanto ambiental como energético. Sin embargo, suele encontrar limitaciones en los aspectos económicos y ambientales. Aunque la viabilidad se evalúa según el contexto específico de cada país o región, es evidente la necesidad de establecer regulaciones que facilite no solo evaluaciones específicas, sino también el desarrollo de políticas ambientales y económicas. Estas políticas deben promover escenarios más propicios para el aprovechamiento de recursos, como la conversión de los RLU en energía. Esta alternativa podría ser más sostenible que la eliminación en rellenos sanitarios (Maccarini et al., 2020). Por lo que, el manejo de los RLU representa un desafío importante para las autoridades, tanto en ciudades pequeñas como de grandes ciudades.

Residuos de madera urbana

Los residuos de madera, que también son una fracción importante de los RLU, provienen de fuentes domésticas e industriales tales como muebles, puertas contra placadas, parihuelas, embalajes, madera pintada, tableros recubiertos, madera lacada, otros (Ayiania et al., 2019; Kabir et al., 2015; Moreno & Font, 2015), son enviados comúnmente a las plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos o descartados al ambiente (Moreno et al., 2016) o quemados al aire libre cuando no resulta económico transportarlos y quemarlos en los sistemas generadores de gas (Ahmed et al., 2019).

El uso directo como fuente de energía generan contaminantes a causa de los aceites, adhesivos,

pinturas y barnices utilizados para la fabricación de los muebles. Sin embargo, con tratamientos termoquímicos como la carbonización se puede transformar los residuos de madera en carbón de biomasa (Ayiania et al., 2019).

Composición química de los residuos lignocelulósicos urbanos

Los residuos lignocelulósicos urbanos (RLU) están compuestos por componentes estructurales como la celulosa, hemicelulosa y lignina, así como de componentes no estructurales como extractivos y cenizas, además de la humedad. Esta composición varía dependiendo del tipo de biomasa, su origen, su madurez y las condiciones climáticas (Wang et al., 2017). Por lo general, los RLU se compone de 40% a 60% de celulosa en peso, 15% a 30% en peso de hemicelulosa y 10% a 25% en peso de lignina (Foong et al., 2020). Los residuos de jardín compuesta por 65% en peso de hojas, 33% de césped y podas de jardín con 2% de hojas caídas con flores contienen 39% de celulosa y 19 % de lignina (Sharma & Dubey, 2020b). En cambio, los residuos de jardín compuesto por hojas, césped y ramas contienen 39,65% de celulosa, 29,35% de hemicelulosa y 23,91% de lignina (Panigrahi & Dubey, 2019). Los residuos de madera urbana, contienen alrededor de 63% de celulosa con hemicelulosa, 33% de lignina y 2,72% de extractivos (Moreno & Font, 2015), en cambio, los residuos de pino pátula, una especie arbórea de las Pináceas, utilizado para la fabricación de muebles contienen alrededor del 39% de lignina y 14% de extractivos (Vega et al., 2019). La compleja y heterogénea composición química de estos residuos se debe al tipo de fuente, el origen, las condiciones de cultivo, los factores ambientales, entre otros, que no solo afectan a las características de los productos de la conversión termoquímica, sino que también la densidad energética tanto de la biomasa como del hidrocarbón (Kim et al., 2016). En la Figura 2 se representa la composición química de diversos RLU.

Propiedades fisicoquímicas y energéticas de los residuos lignocelulósicos urbanos

Las propiedades fisicoquímicas y energéticas de los RLU son importantes porque complementa la información de la composición química de la biomasa y aporta valiosa información para interpretar su potencial uso como producto final o subproducto. Además, permiten identificar el tipo de pretratamiento adecuado para la biomasa y el proceso de conversión termoquímica más apropiado para su transformación. Por ejemplo, una biomasa que contiene una humedad inferior al 15% en peso se trata mediante el proceso de torrefacción seca (Akbari et al., 2019), pirólisis o gasificación (González-Arias et al., 2020), mientras que, una biomasa húmeda como los residuos de jardín que contienen 70% de humedad, se trata mediante carbonización hidrotérmica (Akbari et al., 2019). Además, el rendimiento de las fracciones carbonosas de sólidos, líquidos y gases que se derivan como productos de la carbonización hidrotérmica son influenciadas por las propiedades físicas de la biomasa. En la Tabla 1 se presentan los valores de las propiedades fisicoquímicas y energéticas de diversos RLU.

Contenido de Humedad

El contenido de humedad es una variable importante porque no solo afecta el transporte, el almacenamiento, el secado, la reducción del tamaño y el procesamiento de la biomasa sino también la calidad del hidrocarbón y sus propiedades energéticas (Yan et al., 2020). Los residuos urbanos como hojas, ramas, cortezas y raíces de acacia (*Robinia pseudoacacia*), contienen alrededor del 50% de humedad (Wilk 2020). Los residuos herbáceos como los residuos de *Licorice* contienen alrededor del 70% de humedad (Xin et al., 2018), mientras que las podas de árboles urbanos de *Ficus benjamina*, el contenido de humedad varía entre el 6,4% y 9,44% en peso y en base seca (Llanos et al., 2023).

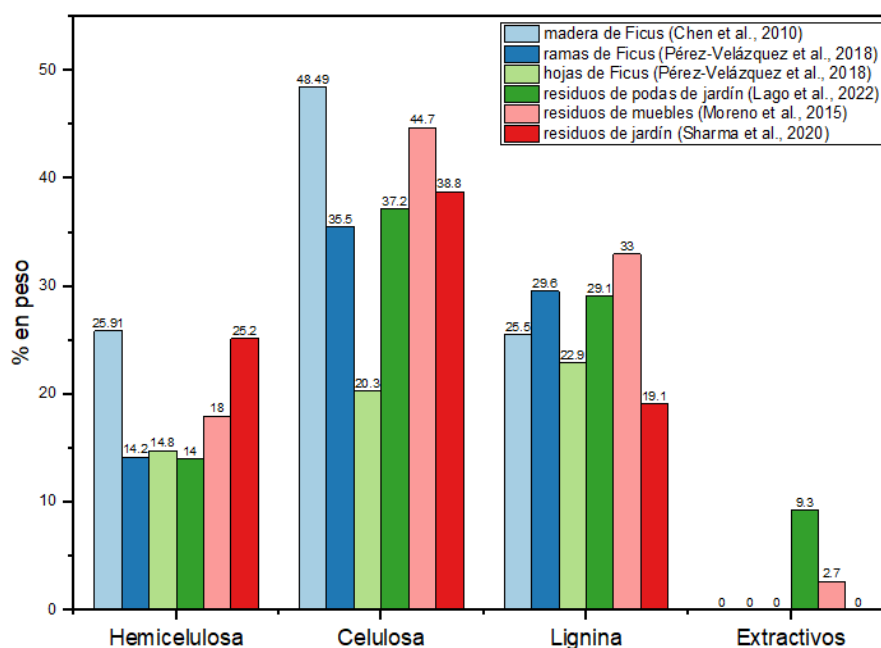


Figura 2. Composición Química de los RLU.

Tabla 1
Propiedades fisicoquímicas y energéticas de los residuos lignocelulósicos urbanos (RLU)

RLU	Análisis proximal (% en peso, base seca)				Análisis elemental (% en peso, base seca)					PCS, MJ/kg	Referencia
	M	MV	Cenizas	CFa	C	H	N	S	Oc		
Aserrín de <i>Pinus radiata</i>	-	86,35±0,1	0,21±0,01	13,44	51,55±1,09	5,95±0,05	0,06±0,01	0,08±0,00	42,14	20,11	(Carrasco et al., 2020)
Residuos de parques y jardines	-	76,5±0,1	5,1±0,1	18,4±0,1	46,9±1,1	6,1±0,4	0,9±0,1	0,4±0,2	40,6±0,1	19,7	(Ipiates et al., 2022)
Ficus (40% hojas, 30% ramas, 30% ramitas)	8,39±0,0	76,84±0,0	6,44±0,04	8,33±0,1	42,48±0,4	5,55±0,05	1,04±0,1	0,048±0,0	44,44	17,25	(Llanos et al., 2023)
Podas de Ficus (50% hojas y 50% ramas)	7,67±0,1	76,99±0,2	3,75±0,1	11,59±0,3	42,36±0,2	5,85±0,02	0,85±0,0	0,043±0,0	47,13	17,18	(Llanos et al., 2023)
Residuos de muebles urbanos	9-11	77,3±0,4	1,8±0,1	20,9±0,4	47,9±0,03	6,0±0,1	2,9±0,6	0,05±0,06	41,4±0,6	15,8	(Moreno & Font, 2015)
Residuos de jardín (70% hojas y 30% ramitas)	10±0,8	62,4±4,8	24,3±5,4	3,3±0,2b	62,1±0,6	-	-	-	35,3±1,0	15,6	(Phuang et al., 2021)
Césped (<i>Erianthus arundinaceus</i>)	-	91,42	3,15	5,43	47,07	6,3	0,75	-	45,88d	16,92	(Qadi et al., 2019)
Residuos de <i>Acacia mangium</i>	10,01	59,48	3,83	26,68b	48,03	4,73	0,94	0,06	46,24	18,56	(Vega et al., 2019)
Residuos de jardín	5,9	77,7	11,6	4,8b	46,2	7,21	9,7	-	25,3	15,7	(Venna et al., 2021)
Residuos de acacia	7,22	76,58	0,16	16,04	50,60	5,62	0,12	0,01	43,49	18,08	(Wilk., 2020)
Residuos verdes	42,95	75,87	6,84	17,29	51,34	6,39	1,59	0,18	40,50	19,46	(Xu et al., 2017)

M: humedad; MV: materia volátil; CF: Carbón Fijo; PCS: Poder Calorífico Superior. ^a % FC = 100 - (% MV + % Cenizas). ^b % FC = 100 - (% M + % MV + % Cenizas). ^c % O = 100 - (% C + % H + % N + % S + % Cenizas). ^d % O = 100 - (% C + % H + % N + % S).

Los residuos verdes contienen elevado contenido de humedad, oxígeno y metales alcalinotérreos, lo que hace desfavorable la combustión directa (Zhang & Sun, 2016), sin embargo, esta biomasa resulta adecuado para compostaje y la producción de energía, por tener buen poder calorífico superior (McKendry, 2002). Los residuos de jardín tienen un poder calorífico de 17,8 MJ/kg, el cual aumenta a 20,0 MJ/kg cuando se somete a un secado natural. Este aumento se atribuye a la diversidad de condiciones climáticas, así como al tipo de pretratamiento empleado (Hla & Roberts, 2015). El contenido de humedad de cada biomasa está influenciado por factores como el medio circundante, la humedad relativa, la temperatura y la presión atmosférica.

Contenido de materia volátil

Los RLU suelen presentar un elevado contenido de materia volátil, generalmente en el rango de 59,48% (Vega et al., 2019) y 91,42% (Qadi et al., 2019). Es importante destacar que este contenido de material volátil tiene una influencia significativa en la reactividad del biocombustible (Singh et al., 2017). Los RLU tienen alto contenido de materia volátil, por lo que, tendrán mayor reactividad y menor entalpía de combustión. Sin embargo, el carbón derivado de los RLU presenta una menor reactividad y una mayor entalpía de combustión. Este efecto se debe a la disminución del contenido de materia volátil, resultado de la degradación de la hemicelulosa y celulosa durante la conversión termoquímica (H. B. Sharma et al., 2019).

Contenido de cenizas

El contenido de cenizas puede variar de 1 a 40% en peso (Voča et al., 2021). Los residuos verdes contie-

nen 14,2%, mientras que los recortes de césped contienen alrededor del 11% (Brown et al., 2022). En contraste, los residuos de muebles de madera muestran un contenido mucho más bajo, alrededor del 1,8% (Moreno & Font, 2015). El contenido de cenizas en la hojarasca seca urbana, varía entre un 5 y un 20%, dependiendo del origen de los árboles (Gupta et al., 2018). El alto contenido de cenizas ejerce un impacto negativo en el poder calorífico superior (Tabal et al., 2021) y la tasa de combustión de la biomasa (Singh et al., 2017). Esta influencia adversa se debe a la presencia de minerales inorgánicos presentes en las cenizas. Además, está estrechamente relacionado con la especie de biomasa, factores climáticos, tipo de suelo, riego y dosis de fertilizantes, todos los cuales influyen en las concentraciones de elementos presentes en los minerales de las cenizas (Lacey et al., 2018).

Poder calorífico

Los RLU presentan un potencial significativo para su utilización en instalaciones energéticas, como para la generación de calor, electricidad o energía. Las investigaciones han revelado que el poder calorífico superior (PCS) de estos residuos varían entre 15,4 MJ/kg (Sharma & Dubey, 2020a) y 19,5 MJ/kg (Lago et al., 2022). En el caso de las podas de árboles de *Ficus benjamina* presentan un PCS que varía entre 16,19 MJ/kg y 17,66 MJ/kg (Llanos et al., 2023). Es importante destacar que el PCS puede ser incrementado a través de la carbonización hidrotérmica. Las hojas de *Fraxinus chino* Roxb, inicialmente tenía un PCS de 17,26 MJ/kg, cuando se somete a CHT a la temperatura de 200 °C durante 1 h, su PCS se incrementó a 20,41 MJ/kg (Kang et al., 2021). Por otro lado, los residuos de jardín,

inicialmente tienen un PCS de 18,3 MJ/kg, experimentaron un aumento a 27 MJ/kg mediante la CHT a la temperatura de 240 °C durante 3 h (Yao et al., 2016). Así, la temperatura de carbonización y el tiempo de residencia ejercen una influencia significativa en el PCS de los RLU. El incremento del poder calorífico se debe a las reacciones de deshidratación y descarboxilación que ocurren durante la CHT, lo que contribuye a mejorar las propiedades de la biomasa al reducir los contenidos de hidrógeno y de oxígeno en el hidrocarbón (Kim et al., 2016). La composición estructural de la biomasa no solo modifica las características de los biocombustibles sólidos, también afecta el rendimiento másico de la biomasa por efecto de la temperatura y las interacciones entre los componentes estructurales. Esto afecta la calidad del producto obtenido por transformación termoquímica de la biomasa (Mendoza Martinez et al., 2019).

CARBONIZACIÓN HIDROTÉRMICA

El proceso de carbonización hidrotérmica (CHT) es un proceso alternativo para transformar los residuos lignocelulósicos en materiales carbonosos con elevada densidad energética para ser utilizados como agente secuestrante de CO₂ (Gallucci et al., 2020), como fuente de calor y de energía, en la recuperación de nutrientes como fósforo y nitrógeno (Maniscalco et al., 2020), en la horticultura (Puccini et al., 2018), y como hidrocarbón activado para material de electrodos en superconductores (Lee et al., 2021). Además, este proceso tiene un diferencial atributo en comparación con otros procesos termoquímicos como su capacidad para convertir los residuos húmedos en materiales similares al carbón con bajo contenido de cenizas (Mohammed et al., 2020). Por lo que, no requiere una etapa previa de secado, lo que elimina la influencia del agua en el material. Esto contribuye a la formación de productos diferenciados y reduce el consumo de energía.

Diversas investigaciones muestran interés en mejorar el proceso de CHT, centrándose los estudios en los efectos que tienen los parámetros de operación como la fuente de biomasa, temperatura, tiempo de residencia, presión y la relación biomasa-agua, sobre la calidad del hidrocarbón, rendimiento másico del carbón y en las propiedades energéticas (Mendoza Martinez et al., 2021; Śliz & Wilk, 2020; Wilk et al., 2020). La CHT opera a bajas temperaturas en la región subcrítica del agua y a presión autógena, en presencia de agua subcrítica y en ausencia de oxígeno (Funke & Ziegler, 2010; Maniscalco et al., 2020). Bajo estas condiciones, el agua tiene un rol importante durante la CHT como medio de reacción, como catalizador y como disolvente. El agua como medio de reacción degrada la hemicelulosa, los extractivos y una parte de la celulosa que contiene la biomasa cruda, de modo que, se incrementa el contenido total de extractivos producto de la degradación de la hemicelulosa y celulosa (Nakason et al., 2018). Este fenómeno se debe al aumento de la temperatura de carbonización, en consecuencia, el rendimiento másico disminuye y el poder calorífico del hidrocarbón se incrementa (Reza et al., 2014).

Composición elemental de los RLU

Es importante tener en cuenta los niveles de nitrógeno (N) y azufre (S) para mitigar los riesgos de contaminación ambiental, específicamente en la emisión de gases de NO_x y SO₂ (Ahmad et al., 2021). Por ejemplo, las podas urbanas de *Ficus benjamina* presentan contenidos de N entre 0,64% y 1,28% en peso y de S entre 0,043% y 0,060% en peso (Llanos et al., 2023). En el caso de las podas de jardín, el contenido de N es aproximadamente 1,4% en peso (Lago et al., 2022), mientras que las hojas del árbol *Fraxinus chinensis* Roxb contienen aproximadamente un 0,95% de N y un 0,06% de S (Kang et al., 2021). Se establece que los niveles de N y S deben mantenerse por debajo de 0,98% y 0,24%, respectivamente, para mitigar los impactos ambientales (Ahmad et al., 2017).

Parámetros de operación del proceso de carbonización hidrotérmica

El proceso de CHT considera varios parámetros de operación, entre ellos son la temperatura, el tiempo de residencia, la relación de biomasa - agua y la presión. Estos parámetros tienen un comportamiento relativamente moderados, con rangos típicos de temperatura de reacción entre 180 y 250 °C (Funke & Ziegler, 2010; Köchermann et al., 2018), tiempos de residencia que varían entre 0,5 y 24 h (Maniscalco et al., 2020; Sharma et al., 2019; Volpe et al., 2018), presiones que varían entre 10 y 80 bar (Maniscalco et al., 2020) y relaciones de biomasa - agua de 1:4 (Ipiates et al., 2022), 1:5 (Qadi et al., 2019), 1:10 (H. B. Sharma & Dubey, 2020a) y 1:12 (Carrasco et al., 2020).

La influencia de los parámetros de operación en el proceso de la CHT contribuye notoriamente en las propiedades físicas y químicas de los productos obtenidos de la biomasa cruda y cuando se comparan entre estos. En la Tabla 2 se muestran los principales parámetros de operación del proceso de la CHT para la transformación de los RLU.

Efecto de la Temperatura

La temperatura tiene un impacto significativo en la mejora de las propiedades de los hidrocarbones derivados de los RLU. Durante la CHT de los residuos de parques y jardines, se observó que en un rango de temperaturas de 180 a 230 °C y una relación de biomasa - agua de 1:4 durante 1 h, el rendimiento disminuyó del 87,6% a 68,3% con el aumento de la temperatura (Ipiates et al., 2022). De manera similar, la CHT de los recortes de césped en el intervalo de temperaturas de 150 a 250 °C y una relación de biomasa - agua de 1:10 durante 1 h, el rendimiento de hidrocarbón disminuyó de 73,4% a 37,4% (Brown et al., 2022).

También, se observó similar comportamiento en la CHT de la hojarasca a las temperaturas de 200 y 250 °C, y una relación de biomasa-agua de 1:5 durante 30 min, el rendimiento del hidrocarbón disminuyó de 70,98% a 57,39% (Saqib et al., 2017).

Tabla 2

Parámetros de operación del proceso de carbonización hidrotérmica de residuos lignocelulósicos urbanos (RLU)

RLU (B)	T °C	P bar	t h	B:agua	Y _m %	Y _E %	PCS MJ/kg	Reactor CHT	Características del hidrocarbón	Referencia
Madera de acacia (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	180-220	20	2-4	1:5, 1:8, 1:10	58-71	77-87	20,92-23,89	Reactor Zipper Clave de acero inoxidable, 1000 mL, equipado con agitador	Baja área específica y baja porosidad	(Wilk et al., 2020)
Residuos de jardín (65% hojas, 33% césped, 2% de ramas caídas y flores)	160-200	-	2-24	1:10	45-78	66-86	15,72-24,59	Reactor autoclave batch revestido de teflón, 50 mL	Molienda y fluidez mejorada. Fabricación de briquetas y pellets	(Sharma et al., 2019)
Residuos de jardín (malezas, ramitas, hojas, ramas, tallos, césped)	220	200	6	1:10	47,1	31	15,7-22,1	Reactor autoclave hidrotérmica de alta presión, 750 mL	Baja porosidad, sin presencia de microesferas	(Venna et al., 2021)
Pasto de la pampa (hojas, tallos e inflorescencias)	100-230	1-30	0,5-2	1:4	44-79	55-80	19,5-27,4	Reactor enchaquetado de acero inoxidable, 3000 mL	Porosidad abierta: 5-8 m ² /g, rango de carbon lignito y bituminoso	(Suárez et al., 2022)
Podas de jardín	180-230	-	1	1:4	68-88	16-18	20,7-24,5	Reactor a presión ZipperClave con calentamiento eléctrico, 4000 mL	Cenizas < 5% en peso, PCS: 21-25MJ/kg, relación de combustible: 0,4-0,6	(Ipiales et al., 2022)
Hojarasca	200-250	-	0,5	1:5	57-71	71-81	16,8-19,9	Reactor de acero inoxidable de 26,5 cm de longitud, 5 cm de radio interno y 8 cm de radio externo, 200 mL	Hidrocarbón con poros mesoporos, alto poder calorífico, baja área superficial	(Saqib et al., 2017)

T: Temperatura; P: Presión; t: Tiempo de residencia; Y_m: Rendimiento másico; Y_E: Rendimiento energético.

La disminución del rendimiento de hidrocarbón debido al incremento de la temperatura se atribuye a la degradación térmica de la hemicelulosa y celulosa contenida en los RLU durante el proceso de CHT (M. T. Reza et al., 2014). Como resultado, el contenido de materia volátil se reduce y la fracción líquida aumenta debido a la formación de productos hidrolizados, como ácidos orgánicos solubles en agua (Ipiales et al., 2022; Reza et al., 2014). Por lo tanto, la disminución del rendimiento debido al aumento de la temperatura se debe a la volatilización de los componentes orgánicos presentes en los RLU (Sharma et al., 2019). En la CHT de los recortes de césped en el rango de 150 a 250 °C, con una relación de 1:10 durante 1 h, se observó un incremento proporcional en el contenido de carbono de 45,2% a 57,2% en peso (Brown et al., 2022). Además, se exploró la influencia de las variaciones de temperatura (160 y 200 °C) y con tiempos de residencia de 2 y 24 h para el proceso de CHT de los residuos de jardín; resultó una variación en el contenido de carbono entre el 44,2% y el 60% en peso (Sharma et al., 2019). Este comportamiento de respuesta se ha observado de forma similar en otras biomásas que tienen un uso potencial en el campo energético (Hansen et al., 2022; Šliz & Wilk, 2020). En relación al poder calorífico superior (PCS), la CHT de los residuos de jardín, realizado a la temperatura de 200 °C durante 24 h, resultó en un aumento de 15,37 MJ/kg a 24,59 MJ/kg para el hidrocarbón producido. Un comportamiento similar se observó cuando se realizó la CHT a 200 °C y con una relación de 1:10 durante 4 h, el PCS aumentó de 15,37 MJ/kg a 19,63 MJ/kg (hidrocarbón). El hidrocarbón obtenido presentó características similares al carbón lignito (Sharma et al., 2019). Además, se observó un aumento en el PCS de los residuos de *Robinia pseudoacacia*, pasando de 18,08 MJ/kg a 23,89 MJ/kg para el hidrocarbón producido a 220 °C, con una relación de

1:10 durante 4 h (Wilk et al., 2020). Por lo tanto, los hidrocarburos derivados de los RLU muestran un aumento significativo del PCS en comparación con sus precursores de biomasa. Este aumento del PCS se debe a la influencia de la temperatura y el tiempo de residencia, lo que conlleva a un aumento del contenido de carbono y una disminución de la materia volátil (Sharma et al., 2019).

Efecto del tiempo de residencia

Durante las etapas iniciales de la reacción, la disolución de componentes valiosos presentes en la biomasa se vuelve más pronunciada, iniciando una intensificación gradual en la formación de hidrocarbón hasta que su contenido de carbono alcanza un máximo (Lu et al., 2013). El tiempo de residencia no solo influye en la distribución y las propiedades de los productos resultantes, sino también en el balance energético y los costos operacionales. Sus impactos sobre las características de los productos de carbonización también dependen de factores tales como la duración del calentamiento del reactor y/o la velocidad de calentamiento.

A temperaturas muy altas, el tiempo de residencia no influye significativamente al rendimiento másico, a menos que su prolongación resulte en la degradación completa de los RLU. Además, aumentar el tiempo de residencia podría alterar la composición química del hidrocarbón resultante. Por otro lado, un tiempo de residencia superior a 12 h podría no tener un efecto significativo en el rendimiento másico, el rendimiento energético y las propiedades fisicoquímicas del hidrocarbón (Sharma et al., 2019). Otros estudios destacan que cuando el tiempo de residencia abarca 4 y 10 h, no muestra un efecto significativo en el rendimiento, las propiedades y el comportamiento térmico (Wilk et al., 2020).

Efecto de la relación biomasa-agua

La relación biomasa-agua es otro parámetro importante en el proceso de CHT. Se ha observado el incremento de la relación biomasa-agua de 1:5 a 1:10 (200 °C y 4 h) resulta en un mayor rendimiento másico de hidrocarbón derivado de acacia, aumentando del 70% a 73% en peso, mientras que el contenido de carbono disminuyó del 61,56% a 60,60% en peso, y el contenido de materia volátil aumentó de 70,85% a 71,85% en peso (Wilk et al., 2020). En otro estudio, se confirmó que el rendimiento másico de hidrocarbón de *miscanthus* disminuyó de 44,9% a 42,8% en peso cuando la relación biomasa-agua pasa de 1:6 a 1:12 a la temperatura de 260 °C durante 30 min. Al mismo tiempo, se observó una reducción en el rendimiento energético, pasando de 73,7% a 72,5%, mientras que el PCS aumentó de 30,3 a 31,3 MJ/kg (Kambo & Dutta, 2015).

Una disminución en la cantidad de agua presente durante la CHT puede ocasionar una distribución térmica asimétrica dentro del reactor, mientras que una mayor presencia de agua podría favorecer la degradación de la biomasa de manera similar a la reacción de hidrólisis. Esta tendencia podría atribuirse a una mayor descomposición de la biomasa en condiciones con mayor contenido de agua. Sin embargo, el impacto de la relación biomasa-agua en el PCS del hidrocarbón no mostró ser significativo (Gallant et al., 2022). Por lo tanto, es crucial mantener una relación biomasa-agua adecuada para evitar una hidrólisis excesiva y evitar un rendimiento másico deficiente. En consecuencia, es esencial llevar a cabo una evaluación de la relación biomasa-agua para asegurar una dispersión adecuada de la biomasa dentro del reactor CHT.

Efecto de la presión

La influencia de la presión parece ser menos significativa en comparación con la temperatura, el tiempo de residencia y la relación biomasa - agua. Como resultado, se han realizado investigaciones limitadas del efecto de la presión del reactor de CHT sobre las propiedades de los hidrocarbones derivados de RLU. Un estudio sobre la CHT de las cáscaras de maíz demostró que las presiones más altas resultaban en un moderado aumento del PCS sin afectar las propiedades estructurales del hidrocarbón (Minaret & Dutta, 2016). Este efecto se atribuyó a la intensificación de las reacciones de condensación y polimerización (Marzbali et al., 2021). Por otro lado, han considerado que el uso de presiones elevadas mejora la eliminación de materiales extraíbles de la biomasa y facilita la fabricación de briquetas de hidrocarbón, lo cual podría ser útil en diversas aplicaciones técnicas (Funke & Ziegler, 2010).

Sin embargo, las presiones elevadas requeridas para la CHT no ofrecen ventajas significativas, a pesar del ligero aumento del PCS, debido al aumento de los costos operativos en entornos industriales (Pauline & Joseph, 2020). Por otro lado, aplicar una presión inicial alta tiene el potencial de inducir cambios en la presión final, lo que a su vez podría resultar en una diversidad de rendimientos de producto, de acuerdo con el principio de Le Chatelier, debido que el equilibrio tiende hacia valores ligeramente más altos bajo presiones elevadas. Aunque una presión más alta

puede parecer atractiva, puede introducir complicaciones al momento de diseñar el reactor y requerir consideraciones especiales de seguridad (Marzbali et al., 2021).

Productos de la carbonización hidrotérmica

Los productos obtenidos de la CHT son las fracciones sólidas rico en carbono, denominado hidrocarbón. También, fracciones líquidas, que contienen productos orgánicos disueltos y fracciones gaseosas, que contiene principalmente CO₂ (Funke & Ziegler, 2010; Wilk et al., 2020). De estos productos, el más importante es la fracción sólida, el cual contiene elevado contenido de carbono, presenta mayor hidrofobicidad en comparación con su biomasa y alta densidad energética, con potencial para ser utilizado como biocombustible sólido (Mendoza Martinez et al., 2021; Mohammed et al., 2020; Wilk et al., 2020). La distribución de los productos depende de las condiciones del proceso y de la materia prima utilizada, pero en general, aproximadamente entre el 50% y el 80% de la biomasa original se encuentra en el producto sólido, entre el 5% y el 20% en la fase acuosa que contiene materia inorgánica y orgánica, y entre el 2% y 5% en la fase gaseosa (Fang et al., 2018).

Fracción sólida

El hidrocarbón resultante, un sólido enriquecido con carbono, presenta propiedades fisicoquímicas únicas. Este hidrocarbón presenta un menor contenido de humedad y es más hidrofóbico en comparación con la biomasa original de la cual se derivó. Estos atributos contribuyen a reducir los costos de transporte y mejorar las condiciones de almacenamiento al prevenir la humedad y el deterioro durante períodos prolongados de almacenamiento. La gestión de los niveles de humedad se puede lograr mediante procesos como la paletización y el briquetado, convirtiéndolo en un recurso tangible utilizado en diversas plantas de mejora energética (Romano et al., 2023). Además, presenta propiedades de molienda mejoradas y muestra una naturaleza hidrofóbica (Śliz & Wilk, 2020).

En relación a la composición química y la densidad energética del hidrocarbón, estos son comparables a las del carbón natural, lo que lo hace apropiado para su uso como biocombustible sólido en los procesos de combustión tradicionales (Gallant et al., 2022). Este material también tiene diversas aplicaciones, como agente remediador de suelos, facilitando la liberación controlada de fertilizantes y actuando como adsorbente, además de servir como fuente de energía (Khosravi et al., 2022), como agente secuestrante de CO₂ (Gallucci et al., 2020). También ayuda en la recuperación de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno (Maniscalco et al., 2020), encontrando aplicaciones en horticultura (Puccini et al., 2018) y puede funcionar como componente activado para la producción de electrodos en superconductores (Lee et al., 2021).

Fracción Líquida

La fracción líquida obtenida a través del proceso de CHT se conoce como agua de proceso y es el segundo producto de interés tanto para la descripción del proceso como para su posterior uso (Brown et al., 2022). Esta agua de proceso también es reconocida

alternativamente como bioaceite o licor de CHT (Zaccariello et al., 2022). A escala de laboratorio, esta fracción se separa del reactor mediante filtración al vacío (Wilk & Magdziarz, 2017). El agua de proceso es una combinación de agua con componentes orgánicos disueltos, y que contiene una fase sólida que retiene trazas de hidrocarbón. La composición de esta fase está estrechamente relacionada con las propiedades inherentes de la biomasa y los parámetros operativos específicos que rigen el proceso de CHT. Los compuestos orgánicos que se encuentran en el agua de proceso incluyen ácido acético, ácido glicólico, ácido láctico, ácido levulínico, ácido fórmico, furfural, ácido succínico, hidroximetilfurfural, alcohol furfurílico y ácido propiónico (Brown et al., 2022).

Uno de los parámetros críticos para el análisis del agua de proceso es la cuantificación del contenido de carbono orgánico total (COT). La medición del COT proporciona importante información sobre la distribución de los constituyentes orgánicos solubles en un medio acuoso (González-Arias et al., 2020). En un estudio centrado en la CHT del césped, se demostró que un aumento de temperatura de 150 a 250 °C y con una relación de 1:10 durante 1 h resultaba en una reducción del COT de 13,5 g/L a 12,2 g/L (Brown et al., 2022). Sin embargo, cuando solo se aumentó la temperatura de 180 °C a 250 °C, el contenido de COT aumentó de 7 g/L a 12,2 g/L. En particular, no se observó ningún aumento sustancial con un tiempo de residencia prolongado.

Otro parámetro importante es el pH. El agua de proceso normalmente presenta un pH ácido, atribuido a la presencia de compuestos polares (Wilk et al., 2020). En un estudio centrado en la CHT del césped, se observaron variaciones en el pH del agua del proceso, que variaron entre 4,6 a 4,7 dentro del rango de temperatura de 150 °C a 250 °C (Brown et al., 2022). De manera similar, otra investigación enfocada en la CHT de *Miscanthus giganteus* mostró variaciones en el pH de 3,2 a 3,5 cuando se realizó a 200 °C en un rango de tiempo de 2 a 12 h (Wilk & Magdziarz, 2017). Otros estudios realizados en diferentes tipos de biomasa confirmaron la acidez y el alto contenido de COT en el agua de proceso, así como la significativa influencia de la temperatura y, en menor medida, del tiempo de residencia y la relación biomasa - agua en

los niveles de COT (Mendoza Martinez et al., 2021; Nakason et al., 2018).

Varios estudios han destacado que el agua de proceso contiene una cantidad significativa de materia orgánica y nutrientes (Suárez et al., 2022; Wilk et al., 2020; Wilk & Magdziarz, 2017). Como resultado, estas características pueden presentar ciertas dificultades al intentar eliminarlas (Wilk et al., 2020). Sin embargo, la fracción líquida muestra un potencial de uso como sustrato para la generación de biogás, bioaceite o biofertilizante (Paul et al., 2018; Usman et al., 2020). Otra alternativa para valorizar la fracción líquida en el suelo y abordar simultáneamente posibles problemas de fitotoxicidad podría ser su aplicación complementada con dosis adecuadas de compost (Suárez et al., 2022).

Además, se han propuesto enfoques alternativos que sugieren la posibilidad de emplearlos en el proceso de producción de fertilizantes, así como utilizarlos como agentes de adsorción (Mendoza Martinez et al., 2021). Otra aplicación podría considerarse para la producción de biogás, el cual podría utilizarse para calentar el reactor de CHT o ayudar en el secado del hidrocarbón para eliminar la humedad restante después del proceso de deshidratación (Magdziarz et al., 2020). De esta manera, se maximiza el potencial uso del agua de proceso en aspectos económicos y ambientales, contribuyendo a mejorar la eficiencia y sostenibilidad económica del proceso de CHT (Zaccariello et al., 2022).

Fracción gaseosa

Esta fracción gaseosa constituye una fuente potencial de energía. El principal compuesto gaseoso generado es el dióxido de carbono (CO₂), acompañado de cantidades más pequeñas de monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H₂), metano (CH₄), hidrocarburos ligeros (C_mH_n) y trazas de compuestos de carbono (C₂ - C₄) (Zaccariello et al., 2022). Sin embargo, tanto la composición como el contenido varían dependiendo de las condiciones de operación del proceso de CHT. La producción de CO₂ e H₂ aumenta, mientras que el CO disminuyó a medida que la temperatura aumentaba por encima de los 300 °C (Mohammed et al., 2020).

DESAFÍOS

Los residuos lignocelulósicos urbanos (RLU) presentan varios desafíos para su transformación debido a su complejidad y estructura. Esto incluye problemas de almacenamiento, transporte, manipulación, alta humedad, bajo poder calorífico, baja densidad energética y altas concentraciones de metales alcalinos, entre otros. Además, la descomposición de la biomasa durante el almacenamiento, causada por la temperatura, el tiempo y la humedad, impacta negativamente en su rendimiento másico y energético.

Por otro lado, la eliminación inadecuada de los RLU representa un grave problema para las ciudades. El alto flujo diario de residuos y la presencia de contaminantes en ellos los convierten en potenciales fuentes de contaminación, que afectan el suelo, las fuentes de agua dulce, la calidad del aire y diversos ecosistemas. Esto a su vez, contribuye negativamente al cambio climático. Como resultado, ciudades de todo

el mundo enfrentan el desafío de identificar áreas adecuadas para la recepción y tratamiento de estos residuos. Además, pocas alternativas tecnológicas están disponibles para su manejo y su transformación eficiente.

La gestión y valorización de residuos a través de tecnologías prometedoras y ecológicas como la carbonización hidrotérmica (CHT) se está considerando como una alternativa importante. Para lograrlo, es necesario desarrollar tecnologías y procesos capaces de manejar la compleja naturaleza de los RLU. El objetivo es producir productos de alta eficiencia y calidad que puedan competir con los combustibles fósiles. Por lo tanto, se requiere un examen científico y técnico exhaustivo del reactor de CHT para abordar la heterogeneidad de la composición, así como el tipo de RLU procedentes del mantenimiento de los parques y

jardines urbanos y las condiciones de operación del proceso de CHT.

Se ha estudiado ampliamente el efecto de las condiciones operativas, como el tipo de biomasa, la temperatura, el tiempo de residencia, la relación biomasa - agua y la presión, sobre la calidad de los hidrocarburos. Por lo tanto, las investigaciones futuras deberían centrarse en la optimización de los parámetros operativos de la CHT para maximizar el rendimiento y la calidad de los productos y subproductos energéticos, así como para reducir el consumo de energía intrínseco del proceso. Además, pocas investigaciones se han realizado sobre la optimización del proceso de CHT para lograr mejorar la eficiencia energética.

Un estudio realizado para mejorar la eficiencia energética del proceso de CHT de residuos de jardines y parques encontró que solo se requiere entre el 43% y el 51% de la energía de la combustión de hidrocarburos para que el proceso sea auto sostenible. La energía restante podría utilizarse para la producción de electricidad a través de un sistema de cogeneración (Ipiales et al., 2022). Como resultado, la eficiencia energética de la CHT de RLU plantea un desafío multidimensional para garantizar una forma sostenible de gestionar estos residuos y generar energía. Para lograrlo, es necesario ajustar los parámetros de operación para encontrar un equilibrio entre conversión eficiente y consumo de energía, lo que permitirá explorar su potencial en el contexto de una matriz energética sostenible.

Desde una perspectiva alternativa, la CHT se presenta como una tecnología prometedora con enfoque en la sostenibilidad ambiental. Sin embargo, a pesar de haber demostrado su viabilidad en el laboratorio, su transición a escala industrial está actualmente en estado de incertidumbre o pausa debido a los altos costos operativos que persisten hasta el momento. Como resultado, numerosos investigadores en este campo están dedicando sus esfuerzos a la optimización del proceso, con el objetivo de facilitar su transición hacia un estado económicamente viable y competitivo en comparación con las tecnologías existentes. En el contexto de investigaciones recientes, destaca un análisis centrado en la evaluación económica de una potencial planta industrial (González-Arias et al., 2021). Otro estudio ha explorado la viabilidad económica de la CHT y su rentabilidad asociada. Los resultados sugieren que esta planta podría alcanzar una eficiencia de hasta el 78 %. El costo de producción de hidrocarburos en forma de pellets se estimó en 157 €/ton, con un punto de equilibrio en un período de 10 años situado en 200

€/ton. Estos resultados implican una posición competitiva frente a los pellets de madera (Lucian & Fiori, 2017).

En una línea de investigación paralela, se ha documentado el diseño de un reactor de CHT a escala piloto. Este reactor tiene como objetivo convertir biorresiduos caracterizados por un alto contenido de humedad. El volumen diseñado del reactor es de 0,1 m³, operando en un rango de temperatura de 300 °C y a una presión de 86 bar durante 6 h. Estos parámetros operativos han resultado en una producción de hidrocarburos del 75% en peso. Es importante destacar la presencia de CO₂, que representa aproximadamente el 90% en peso de los gases producidos (Zaccariello et al., 2022). Por lo tanto, es necesario abordar aspectos sustanciales, incluida la escalabilidad, la eficiencia, el desarrollo de infraestructura, la adaptación de equipos y el aseguramiento de los recursos energéticos. Estas consideraciones requieren una atención integral, tanto durante la fase de diseño de la planta industrial como durante todo el proceso de optimización.

Finalmente, en la integración de la CHT de RLU, es crucial considerar tanto la normativa medioambiental como la aprobación regulatoria local. Para lograrlo, es necesario establecer o adaptar marcos regulatorios ambientales que aseguren una gestión óptima de los subproductos resultantes, una reducción significativa de las emisiones y una protección integral de la calidad del aire y las fuentes de agua. En consecuencia, es vital evaluar y comunicar los posibles impactos a la sociedad en términos de salud humana y medio ambiente, tanto durante la etapa de implementación como a largo plazo. Por otro lado, definir con precisión los residuos generados durante el proceso y categorizarlos correctamente dentro del marco regulatorio de gestión de residuos podría representar un desafío.

Por lo tanto, resulta imperativo establecer lineamientos específicos que guíen eficazmente la gestión y disposición final de RLU. La participación activa de la sociedad y las partes interesadas en el proceso de toma de decisiones promovería la aceptación y la comprensión del proceso, al mismo tiempo que generaría conciencia para abordar posibles preocupaciones. En consecuencia, la utilización de RLU mediante la CHT representa una tecnología prometedora para la gestión y valorización de residuos. No obstante, enfrentar una variedad de desafíos tecnológicos, ambientales, sociales y económicos es esencial para alcanzar su verdadero potencial como fuente sustentable de energía y productos de valor agregado.

CONCLUSIONES

Desde hace muchos años, la falta de alternativas tecnológicas para transformar los residuos lignocelulósicos urbanos ha contribuido los problemas críticos que enfrentan las ciudades. La evidencia científica muestra que este estagnamiento radica por el gran interés en la exploración de fuentes fósiles y sus derivados. En consecuencia, esto ha impedido el surgimiento de nuevos conocimientos en este campo. Mientras tanto, esta revisión científica muestra que

durante las últimas dos décadas, esta área ha ganado importancia y ahora se vislumbra perspectivas prometedoras. La investigación concluye que los métodos de conversión termoquímica, en particular la carbonización hidrotérmica presentan argumentos convincentes para convertirse en una alternativa viable a gran escala. Para alcanzar este objetivo, la comunidad científica necesita estudiar y clasificar la extensa biomasa lignocelulósica. Los atributos que se

encuentran dentro de la biomasa lignocelulósica son notables: es abundante a nivel mundial, rica en componentes, exhibe diversas propiedades y es renovable, entre otras cualidades.

Por estos motivos, los residuos lignocelulósicos urbanos se convierte en una excelente materia prima sostenible. No obstante, la investigación destaca que la transformación de un material de estas características requiere el uso de métodos y tecnología amigables con el medio ambiente. En este contexto, la carbonización hidrotérmica destaca como un método que procesa cualidades apropiadas para la transformación de los residuos. Este proceso ofrece varias ventajas, entre ellas la utilización de los residuos lignocelulósicos urbanos con alto contenido de humedad. Además, demuestra una diversidad de

reacciones termoquímicas simultáneas, lo que proporciona información valiosa. En particular, conduce a la formación de fracciones sólidas ricas en carbono (hidrocarbón), fracciones gaseosas (CO₂) y fracciones líquidas (vapor condensado rico en bioaceite). Con relación a los parámetros del proceso, se concluye que el tiempo de residencia y la temperatura tienen mayor influencia significativa en la determinación de la calidad de productos obtenidos. En consecuencia, la carbonización hidrotérmica de residuos lignocelulósicos urbanos contribuye a importantes conocimientos en el campo de la conversión termoquímica. Representa un proceso sostenible y prometedor en fase de consolidación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmad, M. S., Klemeš, J. J., Alhumade, H., Elkamel, A., Mahmood, A., Shen, B., Ibrahim, M., Mukhtar, A., Saqib, S., Asif, S., & Bokhari, A. (2021). Thermo-kinetic study to elucidate the bioenergy potential of Maple Leaf Waste (MLW) by pyrolysis, TGA and kinetic modelling. *Fuel*, *293*, 120349. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120349>
- Ahmad, M. S., Mehmood, M. A., Al Ayed, O. S., Ye, G., Luo, H., Ibrahim, M., Rashid, U., Arbi Nehdi, I., & Qadir, G. (2017). Kinetic analyses and pyrolytic behavior of Para grass (*Urochloa mutica*) for its bioenergy potential. *Bioresource Technology*, *224*, 708-713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.090>
- Ahmed, O. Y., Ries, M. J., & Northrop, W. F. (2019). Emissions factors from distributed, small-scale biomass gasification power generation: Comparison to open burning and large-scale biomass power generation. *Atmospheric Environment*, *200*, 221-227. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.024>
- Akbari, M., Oyedun, A. O., & Kumar, A. (2019). Comparative energy and techno-economic analyses of two different configurations for hydrothermal carbonization of yard waste. *Bioresource Technology Reports*, *7*, 100210. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100210>
- Ayiania, M., Terrell, E., Dunsmoor, A., Carbajal-Gamarra, F. M., & Garcia-Perez, M. (2019). Characterization of solid and vapor products from thermochemical conversion of municipal solid waste woody fractions. *Waste Management*, *84*, 277-285. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.042>
- Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., & Odeyemi, O. (2020). Waste Management through Composting: Challenges and Potentials. *Sustainability*, *12*(11), Article 11. <https://doi.org/10.3390/su12114456>
- Bach, Q.-V., Tran, K.-Q., Khalil, R., Skreiberg, Ø., & Seisenbaeva, G. (2013). Comparative Assessment of Wet Torrefaction. *Energy & Fuels*, *27*, 6743-6753. <https://doi.org/10.1021/ef401295w>
- Bayard, R., Benbelkacem, H., Gourdon, R., & Buffière, P. (2018). Characterization of selected municipal solid waste components to estimate their biodegradability. *Journal of Environmental Management*, *216*, 4-12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.087>
- Brown, A. E., Hammerton, J. M., Camargo-Valero, M. A., & Ross, A. B. (2022). Integration of Hydrothermal Carbonisation and Anaerobic Digestion for the Energy Valorisation of Grass. *Energies*, *15*(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/en15103495>
- Carrasco, S., Silva, J., Pino-Cortés, E., Gómez, J., Vallejo, F., Díaz-Robles, L., Campos, V., Cubillos, F., Pelz, S., Paczkowski, S., Cereceda-Balic, F., Vergara-Fernández, A., Lapuerta, M., Pazo, A., Monedero, E., & Hoekman, K. (2020). Experimental Study on Hydrothermal Carbonization of Lignocellulosic Biomass with Magnesium Chloride for Solid Fuel Production. *Processes*, *8*(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/pr8040444>
- Chen, W.-H., Nižetić, S., Sirohi, R., Huang, Z., Luque, R., M. Papadopoulos, A., Sakthivel, R., Phuong Nguyen, X., & Tuan Hoang, A. (2022). Liquid hot water as sustainable biomass pretreatment technique for bioenergy production: A review. *Bioresource Technology*, *344*, 126207. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126207>
- Dang, H., Xu, R., Zhang, J., Wang, M., & Xu, K. (2023). Hydrothermal carbonization of waste furniture for clean blast furnace fuel production: Physicochemical, gasification characteristics and conversion mechanism investigation. *Chemical Engineering Journal*, *469*, 143980. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.143980>
- Duque, A., Álvarez, C., Doménech, P., Manzanares, P., & Moreno, A. D. (2021). Advanced Bioethanol Production: From Novel Raw Materials to Integrated Biorefineries. *Processes*, *9*(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/pr9020206>
- Fang, J., Zhan, L., Ok, Y. S., & Gao, B. (2018). Minireview of potential applications of hydrochar derived from hydrothermal carbonization of biomass. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *57*, 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2017.08.026>
- Foong, S. Y., Liew, R. K., Yang, Y., Cheng, Y. W., Yek, P. N. Y., Wan Mahari, W. A., Lee, X. Y., Han, C. S., Vo, D.-V. N., Van Le, Q., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., Sonne, C., Peng, W., & Lam, S. S. (2020). Valorization of biomass waste to engineered activated biochar by microwave pyrolysis: Progress, challenges, and future directions. *Chemical Engineering Journal*, *389*, 124401. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124401>
- Funke, A., & Ziegler, F. (2010). Hydrothermal carbonization of biomass: A summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, *4*(2), 160-177. <https://doi.org/10.1002/bbb.198>
- Gallant, R., Farooque, A. A., He, S., Kang, K., & Hu, Y. (2022). A Mini-Review: Biowaste-Derived Fuel Pellet by Hydrothermal Carbonization Followed by Pelletizing. *Sustainability*, *14*(19), Article 19. <https://doi.org/10.3390/su141912530>
- Gallucci, K., Taglieri, L., Papa, A. A., Di Lauro, F., Ahmad, Z., & Gallifuoco, A. (2020). Non-Energy Valorization of Residual Biomasses via HTC: CO₂ Capture onto Activated Hydrochars. *Applied Sciences*, *10*(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/app10051879>
- González-Arias, J., Baena-Moreno, F. M., Sánchez, M. E., & Cara-Jiménez, J. (2021). Optimizing hydrothermal carbonization of olive tree pruning: A techno-economic analysis based on experimental results. *Science of The Total Environment*, *784*, 147169. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147169>
- González-Arias, J., Sánchez, M. E., Martínez, E. J., Covalski, C., Alonso-Simón, A., González, R., & Cara-Jiménez, J. (2020). Hydrothermal Carbonization of Olive Tree Pruning as a Sustainable Way for Improving Biomass Energy Potential: Effect of Reaction Parameters on Fuel Properties. *Processes*, *8*(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/pr8101201>
- Güleç, F., Riesco, L. M. G., Williams, O., Kostas, E. T., Samson, A., & Lester, E. (2021). Hydrothermal conversion of different lignocellulosic biomass feedstocks - Effect of the process conditions on hydrochar structures. *Fuel*, *302*, 121166. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121166>
- Gupta, A., Thengane, S. K., & Mahajani, S. (2018). CO₂ gasification of char from lignocellulosic garden waste: Experimental and kinetic study. *Bioresource Technology*, *263*, 180-191. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.097>
- Hansen, L. J., Fendt, S., & Spliethoff, H. (2022). Impact of hydrothermal carbonization on combustion properties of residual biomass. *Biomass Conversion and Biorefinery*, *12*(7), 2541-2552. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00777-z>
- Hla, S. S., & Roberts, D. (2015). Characterisation of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia. *Waste Management (New York, N.Y.)*, *41*, 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.039>

- Hoover, A., Emerson, R., Williams, C. L., Ramirez-Corredores, M. M., Ray, A., Schaller, K., Hernandez, S., Li, C., & Walton, M. (2019). Grading Herbaceous Biomass for Biorefineries: A Case Study Based on Chemical Composition and Biochemical Conversion. *BioEnergy Research*, 12(4), 977-991. <https://doi.org/10.1007/s12155-019-10028-3>
- Ipiales, R. P., Mohedano, A. F., Diaz, E., & de la Rubia, M. A. (2022). Energy recovery from garden and park waste by hydrothermal carbonisation and anaerobic digestion. *Waste Management*, 140, 100-109. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.003>
- Jaideep, R., Lo, W. H., Lim, G. P., Chua, C. X., Gan, S., Lee, L. Y., & Thangalazhy-Gopakumar, S. (2021). Enhancement of fuel properties of yard waste through dry torrefaction. *Materials Science for Energy Technologies*, 4, 156-165. <https://doi.org/10.1016/j.mset.2021.04.001>
- Kabir, M. J., Chowdhury, A. A., & Rasul, M. G. (2015). Pyrolysis of Municipal Green Waste: A Modelling, Simulation and Experimental Analysis. *Energies*, 8(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/en8087522>
- Kambo, H. S., & Dutta, A. (2015). Comparative evaluation of torrefaction and hydrothermal carbonization of lignocellulosic biomass for the production of solid biofuel. *Energy Conversion and Management*, 105, 746-755. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.08.031>
- Kang, K., Zhang, T., Sun, G., Zhu, M., Li, K., & Li, D. (2021). Valorization of tree leaves waste using microwave-assisted hydrothermal carbonization process. *GCB Bioenergy*, 13(10), 1690-1703. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12882>
- Khosravi, A., Zheng, H., Liu, Q., Hashemi, M., Tang, Y., & Xing, B. (2022). Production and characterization of hydrochars and their application in soil improvement and environmental remediation. *Chemical Engineering Journal*, 430, 133142. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133142>
- Kim, D., Lee, K., & Park, K. Y. (2016). Upgrading the characteristics of biochar from cellulose, lignin, and xylan for solid biofuel production from biomass by hydrothermal carbonization. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 42, 95-100. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.07.037>
- Köchermann, J., Görsch, K., Wirth, B., Mühlenberg, J., & Klemm, M. (2018). Hydrothermal carbonization: Temperature influence on hydrochar and aqueous phase composition during process water recirculation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 5481-5487. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.07.053>
- Kulkarni, P. S., Watwe, V. S., Hipparghe, A. J., Sayyad, S. I., Sonawane, R. A., & Kulkarni, S. D. (2019). Valorization of Uncharred Dry Leaves of Ficus benjamina towards Cr (VI) removal from Water: Efficacy Influencing Factors and mechanism. *Scientific Reports*, 9(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55993-z>
- Lacey, J. A., Aston, J. E., & Thompson, V. S. (2018). Wear Properties of Ash Minerals in Biomass. *Frontiers in Energy Research*, 6, 119. <https://doi.org/10.3389/ferng.2018.00119>
- Lago, A., Sanz, M., Gordón, J. M., Fermojo, J., Pizarro, P., Serrano, D. P., & Moreno, I. (2022). Enhanced production of aromatic hydrocarbons and phenols by catalytic co-pyrolysis of fruit and garden pruning wastes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107738. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107738>
- Langsdorf, A., Volkmar, M., Holtmann, D., & Ulber, R. (2021). Material utilization of green waste: A review on potential valorization methods. *Bioresources and Bioprocessing*, 8(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s40643-021-00367-5>
- Lee, K.-C., Lim, M. S. W., Hong, Z.-Y., Chong, S., Tiong, T. J., Pan, G.-T., & Huang, C.-M. (2021). Coconut Shell-Derived Activated Carbon for High-Performance Solid-State Supercapacitors. *Energies*, 14(15), Article 15. <https://doi.org/10.3390/en14154546>
- Li, Y., Zhou, L. W., & Wang, R. Z. (2017). Urban biomass and methods of estimating municipal biomass resources. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80, 1017-1030. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.214>
- Liu, X., Xie, Y., & Sheng, H. (2023). Green waste characteristics and sustainable recycling options. *Resources, Environment and Sustainability*, 11, 100098. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100098>
- Llanos, S. A. V., Gamarra, F. M. C., Collana, J. T. M., Scheineder, S. H., Chuquizuta, J. C. M., Mendoza, P. C., & Quispea, A. P. B. (2023). Estimation of Emission Factors and Ignitability Index from the Physicochemical Characterization of Ficus Benjamina for Energy Purposes. *Chemical Engineering Transactions*, 103, 931-936. <https://doi.org/10.3303/CET23103156>
- Lu, X., Pellechia, P. J., Flora, J. R. V., & Berge, N. D. (2013). Influence of reaction time and temperature on product formation and characteristics associated with the hydrothermal carbonization of cellulose. *Bioresource Technology*, 138, 180-190. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.163>
- Lucian, M., & Fiori, L. (2017). Hydrothermal Carbonization of Waste Biomass: Process Design, Modeling, Energy Efficiency and Cost Analysis. *Energies*, 10(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/en10020211>
- Maccarini, A. C., Bessa, M. R., & Errera, M. R. (2020). Energy valuation of urban pruning residues feasibility assessment. *Biomass and Bioenergy*, 142, 105763. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105763>
- Magdziarz, A., Wilk, M., & Wądrzyk, M. (2020). Pyrolysis of hydrochar derived from biomass – Experimental investigation. *Fuel*, 267, 117246. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117246>
- Maniscalco, M. P., Volpe, M., & Messineo, A. (2020). Hydrothermal Carbonization as a Valuable Tool for Energy and Environmental Applications: A Review. *Energies*, 13(16), Article 16. <https://doi.org/10.3390/en13164098>
- Marzbali, M. H., Paz-Ferreiro, J., Kundu, S., Ramezani, M., Halder, P., Patel, S., White, T., Madapusi, S., & Shah, K. (2021). Investigations into distribution and characterisation of products formed during hydrothermal carbonisation of paunch waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104672. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104672>
- McKendry, P. (2002). Energy production from biomass (part 1): Overview of biomass. *Bioresource Technology*, 83(1), 37-46. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00118-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00118-3)
- Medina-Martos, E., Istrate, I.-R., Villamil, J. A., Gálvez-Martos, J.-L., Dufour, J., & Mohedano, Á. F. (2020). Techno-economic and life cycle assessment of an integrated hydrothermal carbonization system for sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*, 277, 122930. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122930>
- Mendoza Martinez, C. L., Alves Rocha, E. P., Oliveira Carneiro, A. de C., Borges Gomes, F. J., Ribas Batalha, L. A., Vakkilainen, E., & Cardoso, M. (2019). Characterization of residual biomasses from the coffee production chain and assessment the potential for energy purposes. *Biomass and Bioenergy*, 120, 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.11.003>
- Mendoza Martinez, C. L., Sermiyagina, E., Saari, J., Silva de Jesus, M., Cardoso, M., Matheus de Almeida, G., & Vakkilainen, E. (2021). Hydrothermal carbonization of lignocellulosic agro-forest based biomass residues. *Biomass and Bioenergy*, 147, 106004. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106004>
- Minaret, J., & Dutta, A. (2016). Comparison of liquid and vapor hydrothermal carbonization of corn husk for the use as a solid fuel. *Bioresource Technology*, 200, 804-811. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.010>
- Mohammed, I. S., Na, R., Kushima, K., & Shimizu, N. (2020). Investigating the Effect of Processing Parameters on the Products of Hydrothermal Carbonization of Corn Stover. *Sustainability*, 12(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/su12125100>
- Moreno, A. I., & Font, R. (2015). Pyrolysis of furniture wood waste: Decomposition and gases evolved. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 113, 464-473. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.03.008>
- Moreno, A. I., Font, R., & Conesa, J. A. (2016). Physical and chemical evaluation of furniture waste briquettes. *Waste Management*, 49, 245-252. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.048>
- Nakason, K., Panyapinyopol, B., Kanokkantapong, V., Viriya-empikul, N., Kraithong, W., & Pavasant, P. (2018). Characteristics of hydrochar and liquid fraction from hydrothermal carbonization of cassava rhizome. *Journal of the Energy Institute*, 91(2), 184-193. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2017.01.002>
- Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). Electrochemical pretreatment of yard waste to improve biogas production: Understanding the mechanism of delignification, and energy balance. *Bioresource Technology*, 292, 121958. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121958>
- Paul, S., Dutta, A., & Defersha, F. (2018). Biocarbon, biomethane and biofertilizer from corn residue: A hybrid thermo-chemical and biochemical approach. *Energy*, 165, 370-384. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.09.182>
- Pauline, A. L., & Joseph, K. (2020). Hydrothermal carbonization of organic wastes to carbonaceous solid fuel – A review of mechanisms and process parameters. *Fuel*, 279, 118472. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118472>
- Pedroza, M. M., Neves, L. H. D., Paz, E. C. S., Silva, F. M., Rezende, C. S. A., Colen, A. G. N., Arruda, M. G., Pedroza, M. M., Neves, L. H. D., Paz, E. C. S., Silva, F. M., Rezende, C. S. A., Colen, A. G. N., & Arruda, M. G. (2021). Activated charcoal production from tree pruning in the Amazon region of Brazil for the treatment of gray water. *Journal of Applied Research and Technology*, 19(1), 49-65.
- Pérez-Arévalo, J. J., & Velázquez-Martí, B. (2018). Evaluation of pruning residues of Ficus benjamina as a primary biofuel material. *Biomass and Bioenergy*, 108, 217-223. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.11.017>
- Phuang, Y. W., Ng, W. Z., Khaw, S. S., Yap, Y. Y., Gan, S., Lee, L. Y., & Thangalazhy-Gopakumar, S. (2021). Wet torrefaction pre-

- treatment of yard waste to improve the fuel properties. *Materials Science for Energy Technologies*, 4, 211-223. <https://doi.org/10.1016/j.mset.2021.06.005>
- Puccini, M., Ceccarini, L., Antichi, D., Seggiani, M., Tavarini, S., Hernandez Latorre, M., & Vitolo, S. (2018). Hydrothermal Carbonization of Municipal Woody and Herbaceous Prunings: Hydrochar Valorisation as Soil Amendment and Growth Medium for Horticulture. *Sustainability*, 10(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/su10030846>
- Qadi, N., Takeno, K., Mosqueda, A., Kobayashi, M., Motoyama, Y., & Yoshikawa, K. (2019). Effect of Hydrothermal Carbonization Conditions on the Physicochemical Properties and Gasification Reactivity of Energy Grass. *Energy & Fuels*, 33(7), 6436-6443. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b00994>
- Reza, M. S., Taweekun, J., Afroze, S., Siddique, S. A., Islam, M. S., Wang, C., & Azad, A. K. (2023). Investigation of Thermochemical Properties and Pyrolysis of Barley Waste as a Source for Renewable Energy. *Sustainability*, 15(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/su15021643>
- Reza, M. T., Uddin, M. H., Lynam, J. G., Hoekman, S. K., & Coronella, C. J. (2014). Hydrothermal carbonization of loblolly pine: Reaction chemistry and water balance. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 4(4), 311-321. <https://doi.org/10.1007/s13399-014-0115-9>
- Romano, P., Stampono, N., & Di Giacomo, G. (2023). Evolution and Prospects of Hydrothermal Carbonization. *Energies*, 16(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/en16073125>
- Saqib, N. U., Oh, M., Jo, W., Park, S.-K., & Lee, J.-Y. (2017). Conversion of dry leaves into hydrochar through hydrothermal carbonization (HTC). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(1), 111-117. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0371-1>
- Şen, A. U., & Pereira, H. (2021). State-of-the-Art Char Production with a Focus on Bark Feedstocks: Processes, Design, and Applications. *Processes*, 9(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/pr9010087>
- Sharma, H. B., & Dubey, B. K. (2020a). Binderless fuel pellets from hydrothermal carbonization of municipal yard waste: Effect of severity factor on the hydrochar pellets properties. *Journal of Cleaner Production*, 277, 124295. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124295>
- Sharma, H. B., & Dubey, B. K. (2020b). Co-hydrothermal carbonization of food waste with yard waste for solid biofuel production: Hydrochar characterization and its pelletization. *Waste Management*, 118, 521-533. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.009>
- Sharma, H. B., Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). Hydrothermal carbonization of yard waste for solid bio-fuel production: Study on combustion kinetic, energy properties, grindability and flowability of hydrochar. *Waste Management*, 91, 108-119. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.056>
- Sharma, H. B., Sarmah, A. K., & Dubey, B. (2020). Hydrothermal carbonization of renewable waste biomass for solid biofuel production: A discussion on process mechanism, the influence of process parameters, environmental performance and fuel properties of hydrochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 123, 109761. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109761>
- Sharma, K. D., & Jain, S. (2020). Municipal solid waste generation, composition, and management: The global scenario. *Social Responsibility Journal*, 16(6), 917-948. <https://doi.org/10.1108/SRJ-06-2019-0210>
- Silva de Souza Lima Cano, N., Iacovidou, E., & Rutkowski, E. W. (2022). Typology of municipal solid waste recycling value chains: A global perspective. *Journal of Cleaner Production*, 336, 130386. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130386>
- Singh, Y. D., Mahanta, P., & Bora, U. (2017). Comprehensive characterization of lignocellulosic biomass through proximate, ultimate and compositional analysis for bioenergy production. *Renewable Energy*, 103, 490-500. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.039>
- Śliz, M., & Wilk, M. (2020). A comprehensive investigation of hydrothermal carbonization: Energy potential of hydrochar derived from Virginia mallow. *Renewable Energy*, 156, 942-950. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.04.124>
- Suárez, L., Díaz, T. E., Benavente-Ferraces, I., Plaza, C., Almeida, M., & Centeno, T. A. (2022). Hydrothermal treatment as a complementary tool to control the invasive Pampas grass (*Cortaderia selloana*). *Science of The Total Environment*, 807, 150796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150796>
- Tabal, A., Barakat, A., Aboulkas, A., & El harfi, K. (2021). Pyrolysis of ficus nitida wood: Determination of kinetic and thermodynamic parameters. *Fuel*, 283, 119253. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119253>
- Usman, M., Ren, S., Ji, M., O-Thong, S., Qian, Y., Luo, G., & Zhang, S. (2020). Characterization and biogas production potentials of aqueous phase produced from hydrothermal carbonization of biomass – Major components and their binary mixtures. *Chemical Engineering Journal*, 388, 124201. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124201>
- Vega, L. Y., López, L., Valdés, C. F., & Chejne, F. (2019). Assessment of energy potential of wood industry wastes through thermochemical conversions. *Waste Management*, 87, 108-118. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.048>
- Velázquez-Martí, B., Gaibor-Chávez, J., Niño-Ruiz, Z., & Narbona-Sahuquillo, S. (2018). Complete characterization of pruning waste from the lechero tree (*Euphorbia laurifolia* L.) as raw material for biofuel. *Renewable Energy*, 129, 629-637. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.06.050>
- Velvizhi, G., Goswami, C., Shetti, N. P., Ahmad, E., Kishore Pant, K., & Aminabhavi, T. M. (2022). Valorisation of lignocellulosic biomass to value-added products: Paving the pathway towards low-carbon footprint. *Fuel*, 313, 122678. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122678>
- Voća, N., Leto, J., Karažija, T., Bilandžija, N., Peter, A., Kutnjak, H., Šurić, J., & Poljak, M. (2021). Energy Properties and Biomass Yield of Miscanthus x Giganteus Fertilized by Municipal Sewage Sludge. *Molecules*, 26(14), 4371. <https://doi.org/10.3390/molecules26144371>
- Volpe, M., Goldfarb, J. L., & Fiori, L. (2018). Hydrothermal carbonization of *Opuntia ficus-indica* cladodes: Role of process parameters on hydrochar properties. *Bioresource Technology*, 247, 310-318. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.072>
- 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>
- Wilk, M., & Magdziarz, A. (2017). Hydrothermal carbonization, torrefaction and slow pyrolysis of *Miscanthus giganteus*. *Energy*, 140, 1292-1304. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.031>
- Wilk, M., Magdziarz, A., Kalembe-Rec, I., & Szymańska-Chargot, M. (2020). Upgrading of green waste into carbon-rich solid biofuel by hydrothermal carbonization: The effect of process parameters on hydrochar derived from acacia. *Energy*, 202, 117717. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117717>
- Wu, Q., Yu, S., Hao, N., Wells, T., Meng, X., Li, M., Pu, Y., Liu, S., & Ragauskas, A. J. (2017). Characterization of products from hydrothermal carbonization of pine. *Bioresource Technology*, 244, 78-83. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.138>
- Xin, S., Mi, T., Liu, X., & Huang, F. (2018). Effect of torrefaction on the pyrolysis characteristics of high moisture herbaceous residues. *Energy*, 152, 586-593. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.03.104>
- Yan, J., Oyedele, O., Leal, J. H., Donohoe, B. S., Semelsberger, T. A., Li, C., Hoover, A. N., Webb, E., Bose, E. A., Zeng, Y., Williams, C. L., Schaller, K. D., Sun, N., Ray, A. E., & Tanjore, D. (2020). Characterizing Variability in Lignocellulosic Biomass: A Review. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(22), 8059-8085. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06263>
- Yang, G., Song, S., Li, J., Tang, Z., Ye, J., & Yang, J. (2019). Preparation and CO₂ adsorption properties of porous carbon by hydrothermal carbonization of tree leaves. *Journal of Materials Science & Technology*, 35(5), 875-884. <https://doi.org/10.1016/j.jmst.2018.11.019>
- Yao, Z., Ma, X., & Lin, Y. (2016). Effects of hydrothermal treatment temperature and residence time on characteristics and combustion behaviors of green waste. *Applied Thermal Engineering*, 104, 678-686. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2016.05.111>
- Zaccariello, L., Battaglia, D., Morrone, B., & Mastellone, M. L. (2022). Hydrothermal Carbonization: A Pilot-Scale Reactor Design for Bio-waste and Sludge Pre-treatment. *Waste and Biomass Valorization*, 13(9), 3865-3876. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-01859-x>
- Zhang, L., & Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Management*, 48, 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>
- Zjup, W., Yan, M., Zhang, S., Wibowo, H., Grisdanurak, N., Cai, Yi, Zhou, Xuanyou, Kanchanatip, E., & Antoni, A. (2020). Biochar and pyrolytic gas properties from pyrolysis of simulated municipal solid waste (SMSW) under pyrolytic gas atmosphere. *Waste Disposal & Sustainable Energy*, 2. <https://doi.org/10.1007/s42768-019-00030-y>