



Potencial de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos para sistemas térmicos no Brasil

Energy potential of thermal systems use of urban solid waste in Brazil

Rahony Bregensk Alves ^[a]

Vitória, ES, Brasil

^[a] Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes)

Tânia Galavote ^[a]

Vitória, ES, Brasil

^[a] Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes)

Renato Ribeiro Siman ^[a]

Vitória, ES, Brasil

^[a] Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes)

Luciana Yamane ^[a]

Vitória, ES, Brasil

^[a] Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes)

Como citar: Alves, R. B., Galavote, T. G., Siman, R. R., & Yamane, L. (2025). Potencial de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos para sistemas térmicos no Brasil. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 17, e20230415, 2025. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.017.e20230415>

Resumo

Estratégias de recuperação energética e economia circular foram sugeridas pela Organização das Nações Unidas em cumprimento aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. O aproveitamento energético dos

RBA é Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, e-mail: rahonyalves@yahoo.com.br

TG é Doutoranda em Engenharia Ambiental, e-mail: tania.pinto@edu.ufes.br

RRS é Professor Magistério Superior (Engenharia Ambiental), Doutor em Hidráulica e Saneamento, e-mail: renato.siman@ufes.br

LHY é Doutora em Engenharia Metalúrgica, e-mail: luciana.yamane@ufes.br

resíduos sólidos urbanos (RSU) em sistemas térmicos passou a figurar como alternativa à disposição final dos rejeitos amplamente aplicada em países desenvolvidos. Contudo, ainda se encontra em estágio embrionário nos países em desenvolvimento ou subdesenvolvidos. Diante disso, este estudo analisa o potencial de geração de energia em regiões brasileiras, bem como aplica e compara as tecnologias gaseificação e incineração. Os resultados indicam que a incineração é mais eficiente em comparação a gaseificação especialmente em regiões com maior densidade urbana. Na região Sudeste, por exemplo, o potencial de geração de energia a partir da incineração corresponde a 0,62 MWh.t⁻¹, enquanto a gaseificação corresponde a 0,24 MWh.t⁻¹. Constatou-se também que a implantação de novas alternativas de tratamento contribuirá com a ampliação da matriz elétrica brasileira em 5%, bem como a diversificação das opções de gestão de RSU. Contudo, ainda são necessárias estratégias para fomentar a implementação dessas tecnologias no país. Além disso, este trabalho pretende contribuir com a valorização energética dos rejeitos que são dispostos em aterro sanitários ou descartados inadequadamente.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos, recuperação energética, incineração, gaseificação.

Abstract

The United Nations suggested energy recovery and circular economy strategies in compliance with the Sustainable Development Goals. Municipal solid waste (MSW) energy utilization in thermal systems has emerged as a substitute for the ultimate waste disposal method commonly utilized in developed countries. However, it is still in the beginning stage in developing or underdeveloped countries. Therefore, this study analyzes the potential for energy generation in Brazilian regions, as well as applies and compares gasification and incineration technologies. The findings suggest incineration is more effective than gasification, particularly in areas with higher urban population density. For instance, in the Southeast, gasification has a 0.24 MWh.t⁻¹ potential for energy generation, but incineration has a 0.62 MWh.t⁻¹ potential. It was also found that the new treatment alternatives implementation will contribute to the expansion of the Brazilian electrical matrix by 5%, as well as the diversification of MSW management options. Strategies are still required, nevertheless, to promote the use of these technologies across the country. Furthermore, this work aims to contribute to the energy recovery of waste that is in landfills or inappropriately destined.

Keywords: municipal solid waste, energy recovery, incineration, gasification.

Introdução

A gestão de RSU e a distribuição de energia elétrica são uma constante preocupação para os países desenvolvidos e em desenvolvimento (Aracil et al., 2018; Escamilla-García et al., 2020; Joseph & Prasad, 2020), visto que o aumento da geração de RSU e do consumo de energia estão diretamente ligados ao desenvolvimento urbano e econômico (Mukherjee et al., 2020; Vlachokostas et al., 2021; Vyas et al., 2022). A geração de RSU, por exemplo, alcançou 1,3 bilhão de toneladas em 2012, com previsão de atingir 2,2 bilhões de toneladas por ano até 2025 e considerando as tendências atuais pode atingir uma geração anual de 9,5 bilhões de toneladas até 2050 (Abdallah et al., 2018; Vyas et al., 2022).

Diante disso, é notório atrelar o crescimento econômico de um país à sua dependência por energia, sendo percebido o uso de fontes não renováveis como combustíveis fósseis (Vyas et al., 2022). Contudo, torna-se um desafio a adoção de soluções sustentáveis globais integrais para a valorização econômica e energética dos RSU, usufruindo da geração constante e crescente deste tipo de resíduo (Gemar et al., 2021).

A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, a Organização das Nações Unidas (ONU) vem sugerindo a implantação de 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), com foco no bem-estar da humanidade e incentivo às cidades sustentáveis (Danish et al., 2019; Kabir & Khan, 2020; Vlachokostas et al., 2021). Dentre as sugestões, existem aquelas que estabelecem metas não só para ampliar a disponibilidade de saneamento, principalmente nos países em desenvolvimento, como também para fomentar a valorização econômica e energética de RSU, com soluções que tornem a produção de energia mais acessível, confiável e sustentável (Vlachokostas et al., 2021).

Conforme demonstrado em diversos estudos, a hierarquização da gestão de resíduos sólidos, desde as estratégias de não geração, redução, reutilização, reciclagem com recuperação energética e disposição final de rejeitos em aterros sanitários, é comumente empregada em todo mundo como ponto de partida, descrevendo ações desde a regulamentação até a aplicação de técnicas de manejo de resíduos (Escamilla-García et al., 2020; Gutiérrez et al., 2021; Malinauskaite et al., 2017; Margallo et al., 2019; Panepinto & Zanetti, 2018; Vyas et al., 2022; Zhao et al., 2016).

A título de exemplo, a Alemanha, a Suécia, os Estados Unidos, o Japão e a Dinamarca possuem maior maturidade dos modelos de gestão e menor disposição final de RSU em aterros sanitários, com maior aplicabilidade de técnicas de gerenciamento de resíduos, tais como a reciclagem, bem como de novas tecnologias de tratamento térmico com recuperação energética (Aracil et al., 2018; Mukherjee et al., 2020; Munir et al., 2021). Por outro lado, Colômbia, Nigéria, bem como o Brasil, ainda praticam a disposição irregular em “lixões”, e tem como principal destinação final de RSU os aterros sanitários, além de limitações devido aos seus recentes planos nacionais de gestão para integração dos elementos do gerenciamento de seus RSU (Abdallah et al., 2018; Aracil et al., 2018; Mukherjee et al., 2020; Rodrigues et al., 2022; Vyas et al., 2022).

Contudo, embora a implantação de aterros sanitários seja uma importante etapa em busca da gestão ambientalmente segura de RSU (Galavote et al., 2024), para a implantação dos ODS e do conceito de cidades inteligentes é fundamental estimular ações para a valorização material (reciclagem), bem como a recuperação de energia a partir dos RSU (Danish et al., 2019; Elhassan, 2021; Kaya et al., 2021; Khan & Kabir, 2020). Neste contexto, o fato se torna ainda mais importante, principalmente para países como, Nicarágua, Brasil, Egito, Gana, Nigéria, China, Bangladesh, Paquistão, Indonésia, Filipinas, Malásia e Ín-

dia (Fernández-González et al., 2017; Kumar & Samadder, 2017), os quais, para promover a economia circular, e como forma de incentivo às questões sociais, incorporaram ao sistema de gerenciamento dos RSU os catadores informais ou formalizados em Organizações de Catadores de Materiais Recicláveis e Recuperáveis (OCMRR) (Fernández-González et al., 2017; Kumar & Samadder, 2017).

Cabe ressaltar ainda que, de acordo com (Ding et al., 2021; Liu et al., 2018), com o envolvimento da sociedade para a implantação de uma Unidade de Recuperação Energética (URE) e/ou *Waste-to-Energy* (WTE), com a demonstração das mitigações dos riscos e mediações entre as partes interessadas, a probabilidade de aceitação é maior. Além disso, a adoção de estratégias operacionais para a priorização da hierarquia no gerenciamento de RSU requer uma decisão justificada na minimização dos riscos ao meio ambiente e a saúde humana, além da maximização da eficiência financeira para a seleção de tratamento e destinação final de RSU (Ripa et al., 2017).

A definição das melhores estratégias para a escolha de uma URE e/ou WTE depende das características dos RSU com relação à composição gravimétrica, volume e padrão de geração perene de cada país (Bianco et al., 2022; Panepinto & Zanetti, 2018; Tayeh et al., 2021). Tal fundamento determina a porcentagem de resíduos que podem ser utilizados como combustível para as WTE, calculado junto com a projeção populacional, bem como com a taxa de geração de RSU, sendo possível identificar o potencial de geração de energia elétrica de cada tecnologia por ano (Aracil et al., 2018; Gutierrez-Gomez et al., 2021; Rodrigues et al., 2022).

Perante o exposto, tendo em vista o cenário mundial de transição energética, e diante das metas de aumento da utilização de fontes renováveis na matriz energética estabelecidas pela ONU, este estudo analisa o potencial de geração de energia em regiões brasileiras, bem como aplicada e compara as tecnologias gaseificação e incineração nas regiões do Brasil a partir da projeção populacional. O estudo pretende contribuir comparando o potencial energético do aproveitamento de energia a partir de destinações de RSU não recicláveis para sistemas térmicos, tais como a gaseificação e incineração, nas macrorregiões do Brasil. Além disso, contribuir com a valorização energética dos rejeitos dispostos em grandes quantidades em aterros sanitários.

Materiais e métodos

A compreensão do potencial energético dos RSU é um fator essencial na concepção de projetos de recuperação energética por pirólise, gaseificação e incineração (Aracil et al., 2018; Gutierrez-Gomez et al., 2021; Rodrigues et al., 2022). Diante disso, para realizar a estimativa de geração de energia por meio das tecnologias de gaseificação e incineração foram consideradas as etapas indicadas na Figura 1.



Figura 1 – Etapas para o cálculo do potencial energético dos RSU.

Para o cálculo da geração de RSU foram utilizadas projeções populacionais do ano de 2023, conforme apresentado na Tabela 1, bem como a taxa de geração *per capita* diária de RSU e a composição gravimétrica de cada macrorregião, podendo assim realizar a estimativa da geração de RSUE para cada macrorregião brasileira (Aracil et al., 2018; Escamilla-García et al., 2020; Rodrigues et al., 2022).

Tabela 1 – Projeção populacional das macrorregiões do Brasil para o ano de 2023

Região	Ano (2023)
Norte	19.440.252 hab.
Nordeste	58.330.017 hab.
Centro Oeste	17.178.538 hab.
Sudeste	91.036.737 hab.
Sul	30.881.476 hab.
Brasil	216.867.021 hab.

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023).

A taxa de geração *per capita* diária de RSU foi adquirida através de informações e dados dos indicadores do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) para manejo de RSU (SNIS, 2023), conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Taxa de geração *per capita* diária de RSU das macrorregiões do Brasil

Variável	Unidade	Norte	Nordeste	Centro oeste	Sudeste	Sul	Brasil
Taxa de RSU coletado	kgRSU.hab. ⁻¹ .dia ⁻¹	1,050	1,230	0,960	0,960	0,870	1,010

Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (SNIS, 2023). Resíduos sólidos urbanos (RSU) = Resíduos sólidos domiciliares (RDO) + Resíduo Públicos Urbanos (RPU).

A partir da população de cada macrorregião e da taxa de RSU coletado foi possível obter a geração anual de RSU por meio da Equação 1 para a incineração e da Equação 2 para a gaseificação (Rodrigues et al., 2022). É válido dizer que, para os gaseificadores os resíduos devem estar secos, por isso é atribuída a constante em relação à perda de massa dos resíduos devido à secagem (Rodrigues et al., 2022).

$$Ru = P(t) \times I(g) \times 365 \quad (1)$$

$$Rs = P(t) \times I(g) \times 365 \times Cm \quad (2)$$

Onde:

Ru = fluxo de massa de resíduos úmidos gerado em kg.ano⁻¹.

P(t) = população a cada ano;

I(g) = taxa de geração de resíduos em kgRSU.hab.⁻¹.dia⁻¹.

Rs = fluxo de massa de resíduos secos gerado em kg.ano⁻¹.

Cm = constante em relação à perda de massa dos resíduos úmidos considerando o processo de secagem.

Cabe ressaltar que a constante Cm sofre influência da umidade média do RSU e condições climáticas, como temperatura e precipitação (Rodrigues et al., 2022). Além disso, varia de acordo com a renda econômica média da região, onde as regiões com menor renda tendem a apresentar maiores percentuais de matéria orgânica, com maior teor de umidade (Rodrigues et al., 2022).

O fluxo de massa de cada tipo de resíduo para cada macrorregião foi calculado de acordo com a Equação 3 (Rodrigues et al., 2022), segundo sua composição gravimétrica, conforme (Gutierrez-Gomez et al., 2021), e em função das frações combustíveis e não combustíveis apresentados na Tabela 3.

$$Rr(t) = \frac{Fr \times R(t)}{100} \quad (3)$$

Onde:

$Rr(t)$ = fluxo de massa de resíduos de cada tipo de resíduo em kg.ano^{-1} .

$R(t)$ = fluxo de massa de resíduos gerados por cada região kg.ano^{-1} .

Fr = fração de cada tipo de resíduo na composição gravimétrica.

Tabela 3 – Composição gravimétrica de RSU das macrorregiões do Brasil

Fração	Tipos de Resíduos	Norte	Nordeste	Centro oeste	Sudeste	Sul	Brasil
Combustível	Fração orgânica	54,68	57,00	54,02	52,00	57,27	51,40
	Papel e papelão	10,87	3,70	7,48	15,39	11,62	13,10
	Plásticos	14,67	3,86	16,73	21,15	11,23	13,50
Não Combustível	Metal	1,09	1,74	3,64	1,66	1,46	2,90
	Vidro	0,83	1,01	1,87	3,50	2,56	2,40
	Outros	17,86	32,69	16,26	6,30	15,86	16,70

Fonte: Adaptado de Gutierrez-Gomez et al. (2021).

Conhecido o fluxo de massa de resíduos para cada tecnologia é necessário estimar o poder calorífico disponível para cada macrorregião brasileira. Para a incineração é necessário utilizar as frações de RSU típicas de combustíveis, tais como plástico, papel e papelão, além da fração orgânica, ao passo que a umidade pode retardar a eficiência de combustão (Escamilla-García et al., 2020; Vyas et al., 2022). Dessa forma, conforme os autores conforme os autores Rodrigues et al. (2022) para o dimensionamento dos cálculos da incineração são utilizados o poder calorífico inferior na base úmida, denominado de PCIbw.

No caso da gaseificação, a desuniformidade granulométrica e a umidade são fatores que podem influenciar na qualidade dos resíduos quando utilizado como combustível, sendo necessários serem submetidos a briquetagem (Fernández-González et al., 2017; Porshnov, 2022; Rodrigues et al., 2022). A formação de briquetes consiste em um processo de compactação em que são submetidos a altas temperaturas, onde a umidade evapora, e contribui para aumentar o poder calorífico inferior e ser utilizado na base seca (PCIbs) (Rodrigues et al., 2022). A Tabela 4 mostra os valores dos poderes caloríficos inferiores na base úmida (PCIbw) e na base seca de cada tipo de resíduo, sendo utilizados para os cálculos da incineração e da gaseificação, respectivamente.

Tabela 4 - Menor poder calorífico de cada tipo de resíduo combustível: poder calorífico inferior de base úmida (PCIbw) e poder calorífico inferior de base seca (PCIbs)

Tipos de Resíduos	Poder calorífico de base úmida (kJ.kg ⁻¹)	Poder calorífico de base seca (kJ.kg ⁻¹)
Fração orgânica + Não recicláveis	2.979	17.991
Papel e papelão	11.418	15.899
Plásticos	34.279	43.095

Fonte: Adaptado de Rodrigues et al. (2022).

A partir das Equações 4 e 5 foi possível determinar o Poder Calorífico total dos RSUE (Rodrigues et al., 2022). Foi considerado no presente estudo os resíduos cuja fração da composição gravimétrica são considerados materiais combustíveis, conforme demonstrado no Tabela 5.

$$PCIf = \frac{Fr \times PCIi}{100} \quad (4)$$

$$PCIt = \sum_{i=1}^n PCIf \quad (5)$$

Onde

PCIf = Poder calorífico por fração de RSU em kJ.kg⁻¹.

PCIi = Poder calorífico por tipo de resíduo em kJ.kg⁻¹.

PCIt = Poder calorífico total dos resíduos em kJ.kg⁻¹.

Fr = fração de cada tipo de resíduo na composição gravimétrica.

Tabela 5 - Menor poder calorífico de cada tipo de resíduo combustível: poder calorífico inferior de base úmida (PCIbw) e poder calorífico inferior de base seca (PCIbs)

Tipos de Resíduos	Poder calorífico de base úmida (kJ.kg ⁻¹)	Poder calorífico de base seca (kJ.kg ⁻¹)
Fração orgânica + Não recicláveis	2.979	17.991
Papel e papelão	11.418	15.899
Plásticos	34.279	43.095

Fonte: Adaptado de Rodrigues et al. (2022).

Assim, a partir do PCI_t, a potência disponível em cada ano da tecnologia em estudo foi determinada por meio da Equação 6 (Rodrigues et al., 2022). Para os cálculos foram adotados o gaseificador fluidizado circulante, cuja eficiência de conversão térmica (γ) foi fixa em 28%, e o incinerador de combusão em grelhas móveis com eficiência de conversão térmica fixada em 30% (Gutierrez-Gomez et al., 2021; Rodrigues et al., 2022).

$$Pot = \sum_{i=1}^n \frac{Rr \times PCIi \times \gamma}{3600 \times \Delta t} \quad (6)$$

Onde:

Pot = potência disponível devido ao aproveitamento energético dos resíduos em kW.

PCI_i = Poder calorífico total dos resíduos em kJ.kg⁻¹.

Rr(t) = fluxo de massa de resíduos de cada tipo de resíduo em kg.ano⁻¹.

γ = eficiência dos equipamentos de conversão térmica.

n = números de tipos de resíduos.

Δt = número de horas anuais.

3.600 = conversão de horas para segundos.

Por fim, a Equação 7 representa a energia que pode ser produzida por cada tecnologia estudada (Rodrigues et al., 2022).

$$E = \frac{Pot \times \Delta t \times FC}{1000} \quad (7)$$

Onde:

E = energia gerada pelo equipamento em MWh.ano⁻¹.

Δt = número de horas anuais.

FC = fator de capacidade de produção, adotado em 80% para ambas as tecnologias, conforme (Rodrigues et al., 2022).

Resultados

Diversos estudos fazem a comparação do potencial das unidades de tratamento térmico com o aproveitamento energético de RSU, verificando quase sempre a incineração, pirólise, gaseificação com a digestão anaeróbia e aterro sanitário com recuperação de gás para geração de energia (Aracil et al., 2018; Ayodele et al., 2018; Cudjoe & Wang, 2022; Dalmo et al., 2019; Escamilla-García et al., 2020; Fernández-González et al., 2017; Ferraz de Campos et al., 2021; Gutiérrez et al., 2021; Padilha & Mesquita, 2022; Nanda & Berruti, 2021; Tayeh et al., 2021; Vyas et al., 2022). Contudo, é evidente que, dentre as tecnologias *Waste to Energy* mais utilizadas, a gaseificação e a incineração possuem maior potencial energético e são mais propícias quando dos resíduos heterogêneos, ao passo que a pirólise não tem se mostrado adequada para o processamento de RSU mistos, não se mostrando viável para aplicação à realidade brasileira sob as condições atuais (Voss et al., 2021).

No processo operacional da gaseificação há necessidade de tratamento prévio obrigatório de britagem e secagem, que reduz o peso na fração dos RSU combustível. Considerando este aspecto, foi possível realizar a estimativa do poder calorífico inferior na base seca (PCIbs) para determinar o potencial energético da gaseificação e o poder calorífico inferior na base úmida (PCIbw) para determinar o da incineração para cada macrorregião do Brasil, conforme ilustrado na Figura 2. Percebe-se que cada macrorregião brasileira possui um poder calorífico distinto que é afetado principalmente pelo percentual de matéria orgânica presente no RSU. Em cidades localizadas na região Sudeste, por exemplo, o percentual de matéria orgânica está em torno de 50% enquanto em cidades localizadas na região Nordeste pode ser superior a 57% (Alfaia et al., 2017). Portanto, quanto menor o percentual de matéria orgânica maior o poder calorífico dos resíduos. Dessa forma, para a obtenção de um poder calórico significativo, é mais interessante que as tecnologias WTE sejam instaladas em aglomerados urbanos com maior densidade populacional e de maior renda média econômica, pois a geração de matéria orgânica tende a ser menor quando comparado a regiões com menor renda (Rodrigues et al., 2022). Aspecto este também constatado por autores como (Escamilla-García et al., 2020; Ferraz de Campos et al., 2021; Rodrigues et al., 2022; Vyas et al., 2022).

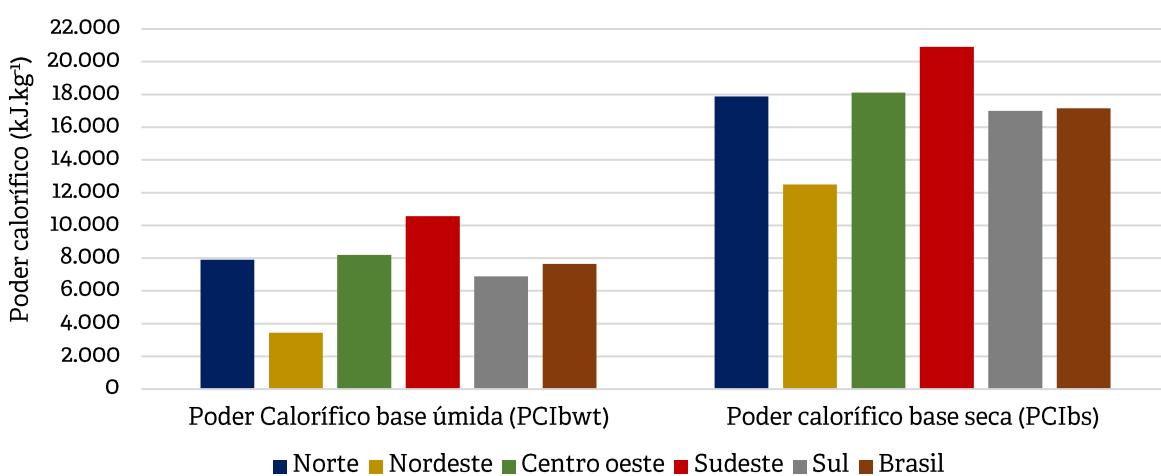


Figura 2 – Poder calorífico inferior na base seca (PCIbs) e na base úmida (PCIbw) para cada macrorregião e para o Brasil.

Quando se compara às duas tecnologias, percebe-se que a gaseificação, quando da utilização da homogeneização e a secagem dos RSU como pré-tratamento, tem maior potencial energético que a incineração (Figura 3). Isso ocorre devido aos cálculos para a gaseificação terem usado poder calorífico inferior em base seca (PCIbs), tendo em vista suas limitações técnicas para a utilização de resíduos heterogêneos e umidificados como combustíveis (Cudjoe & Wang, 2022; Rodrigues et al., 2022).

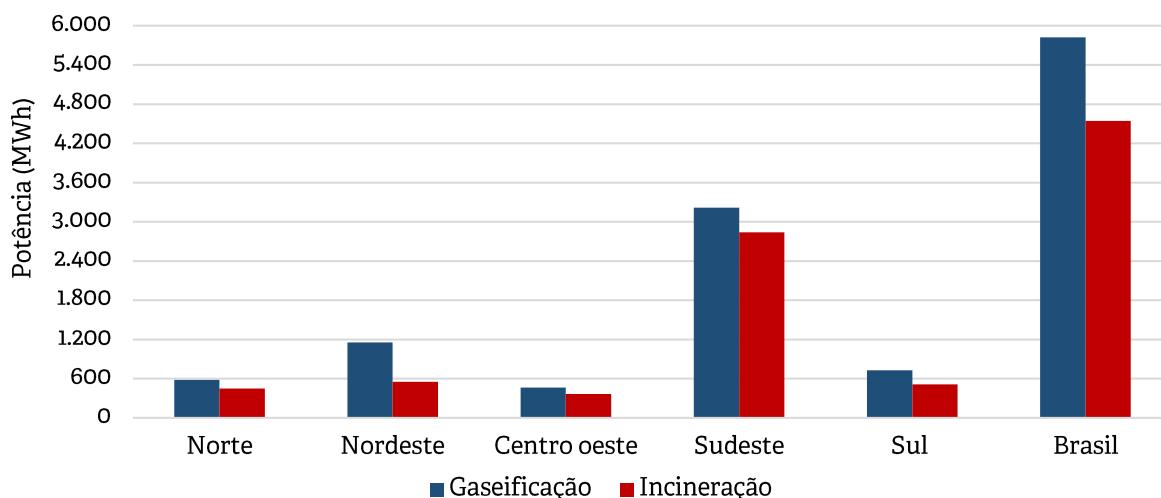


Figura 3 – Potência gerada na gaseificação utilizando PCIbs e da incineração utilizando PCIbw.

Contudo, mesmo a incineração utilizando o poder calorífico inferior em base úmida (PCIbw), a eficiência de conversão térmica da incineração resultou em uma maior geração de energia elétrica em comparação a gaseificação (Figura 4). Isso ocorre devido às limitações técnicas da gaseificação para a utilização de resíduos heterogêneos e umidificados como combustíveis (Porshnov, 2022; Rodrigues et al., 2022). Por isso é necessário sempre utilizar para os cálculos da gaseificação o poder calorífico inferior em base seca (PCIbs), diferente da incineração que pode ser utilizado no cálculo o poder calorífico inferior em base úmida (PCIbw) (Cudjoe & Wang, 2022; Rodrigues et al., 2022).

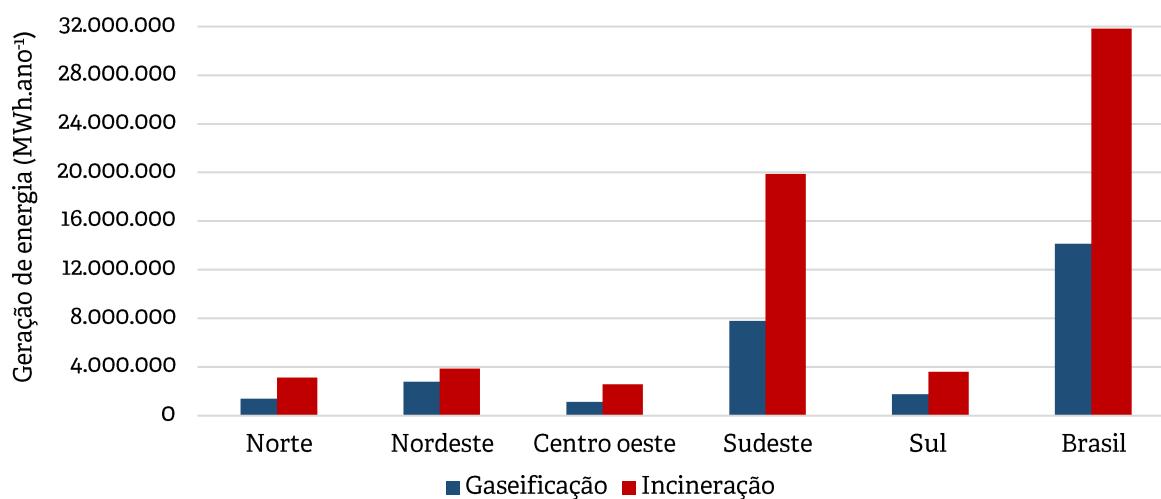


Figura 4 – Eletricidade gerada na gaseificação utilizando PCIbs e na incineração utilizando PCIbw.

É importante ressaltar que no processo de incineração não há obrigatoriedade de tratamento prévio para a redução de umidade (Padilha & Mesquita, 2022; Rodrigues et al., 2022). Contudo, foi possível obter resultados calculando a potência e a geração de energia utilizando para ambas as tecnologias o poder calorífico na base seca (PCIbs), confirmando que a incineração melhora ainda mais sua eficiência de conversão térmica para a potência e consequentemente geração de energia elétrica, conforme apresentado nas Figuras 5 e 6.

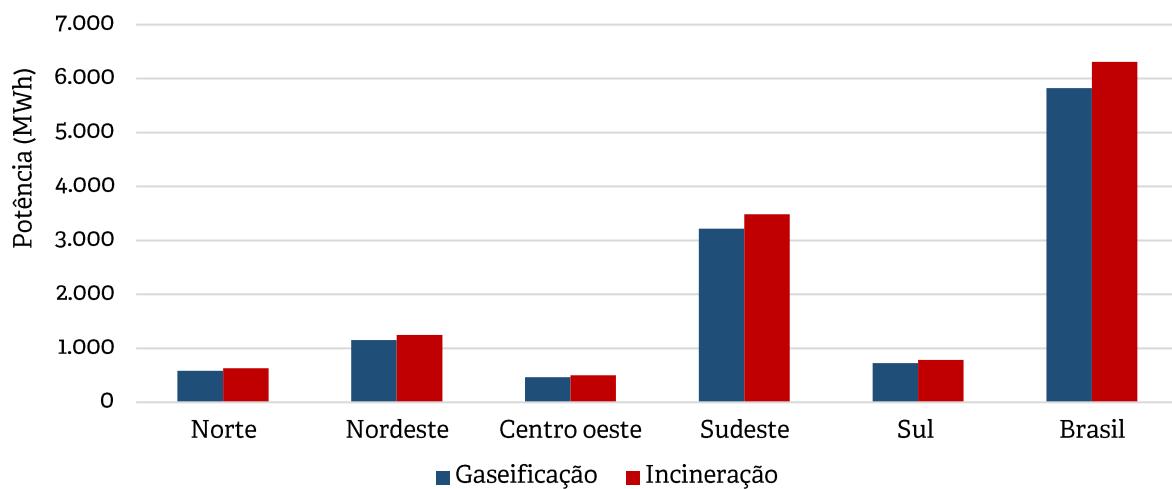


Figura 5 – Potência gerada na gaseificação e incineração a partir do PCIbs.

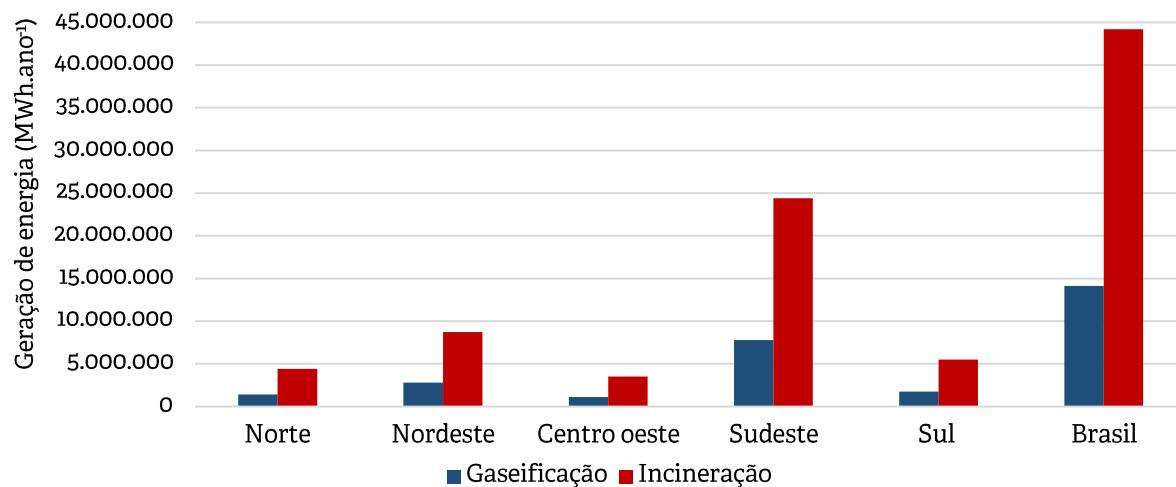


Figura 6 – Eletricidade gerada na gaseificação e incineração a partir do PCIbs.

Ambas as tecnologias possuem potencial de geração de energia elétrica a partir do RSU, sendo que a incineração, mesmo com a desnecessidade de realizar um pré-tratamento, atinge uma maior taxa de geração por tonelada de RSU (Figura 7). Isso ocorre devido à sua eficiência no processo de conversão térmica da tecnologia (Escamilla-García et al., 2020; Ferraz de Campos et al., 2021; Rodrigues et al., 2022; Santos et al., 2019; Silva et al., 2020).

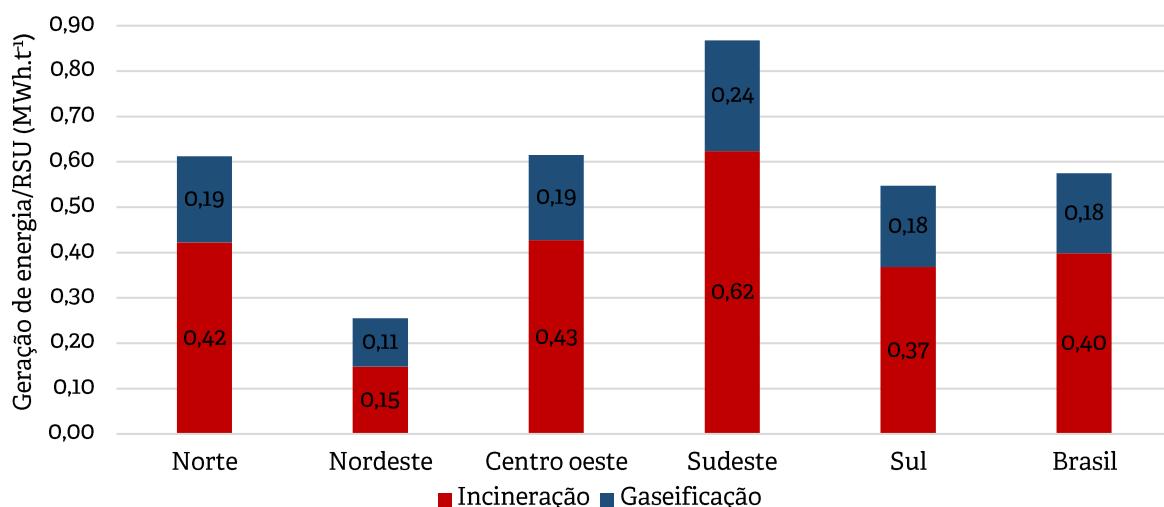


Figura 7 - Comparação entre a eletricidade gerada na gaseificação e na incineração por tonelada de RSU.

Discussão e perspectivas futuras

Atualmente o Brasil ainda não possui instaladas tecnologias WTE a partir dos RSU (Campos et al., 2021). Entretanto, Gutierrez-Gomez et al. (2021) afirmaram que as tecnologias de conversão da fração rejeitada dos RSU em energia podem trazer benefícios como a redução da disposição irregular de resíduos. Contribui também com a economia circular, agregando valor aos resíduos recicláveis e aos rejeitos como forma de incentivo aos grupos sociais de interesse da cadeia de gerenciamento de resíduos (Alamu et al., 2021; Campos et al., 2021; Istrate et al., 2021; Padilha & Mesquita, 2022; Munir et al., 2021; Rodrigues et al., 2022).

Além disso, é importante ressaltar que uma das principais características das plantas WTE instaladas pelo mundo é a redução de volume em 90% dos RSU (Rodrigues et al., 2022). Essas tecnologias, além de proporcionar o aumento as taxas de reciclagem (Padilha & Mesquita, 2022), quando comparado há aterros sanitários, podem ser instaladas em ambientes urbanos (Bertanza et al., 2021; Bisinella et al., 2022). Isso é possível devido ao rígido controle ambiental que assegura uma integração com o ambiente urbano e residencial, como ocorre em Copenhague na Dinamarca (Bisinella et al., 2022). Outras vantagens são a redução de dependência de combustíveis fósseis para a geração de eletricidade, bem como a redução das emissões de gases de efeitos estufa provenientes de aterros sanitário (Bertanza et al., 2021; Bisinella et al., 2022; Istrate et al., 2021). As WTE's favorecem a produção de energia renovável e consequentemente ao desenvolvimento do conceito de cidades sustentáveis (Vlachokostas et al., 2021).

A tecnologia ainda pode ser explorada como uma nova fonte de energia e contribuir com a matriz energética brasileira. Atualmente a principal fonte de energia elétrica do Brasil é proveniente de usinas hidrelétricas, contribuindo com 53,34% da matriz elétrica brasileira (ANEEL, 2023), conforme demonstrado na Figura 8. Ao passo que, considerando os cálculos de potencial energético utilizados neste estudo, a recuperação energética a partir de RSU com as tecnologias de gaseificação e incineração teria contribuição de 4,86% a mais na matriz energética brasileira (Alamu et al., 2021; Gutierrez-Gomez et al., 2021; Padilha & Mesquita, 2022; Rodrigues et al., 2022). Este é um aspecto relevante, visto que, existe a necessidade de diversificar da matriz elétrica brasileira que atualmente é altamente dependente de usinas hidrelétricas, fazendo com que períodos de escassez de chuvas a tarifa de energia aumente e até

mesmo ocasione apagões no setor elétrico, como ocorreu entre os anos de 2001 e 2002 (Lara Filho et al., 2019).

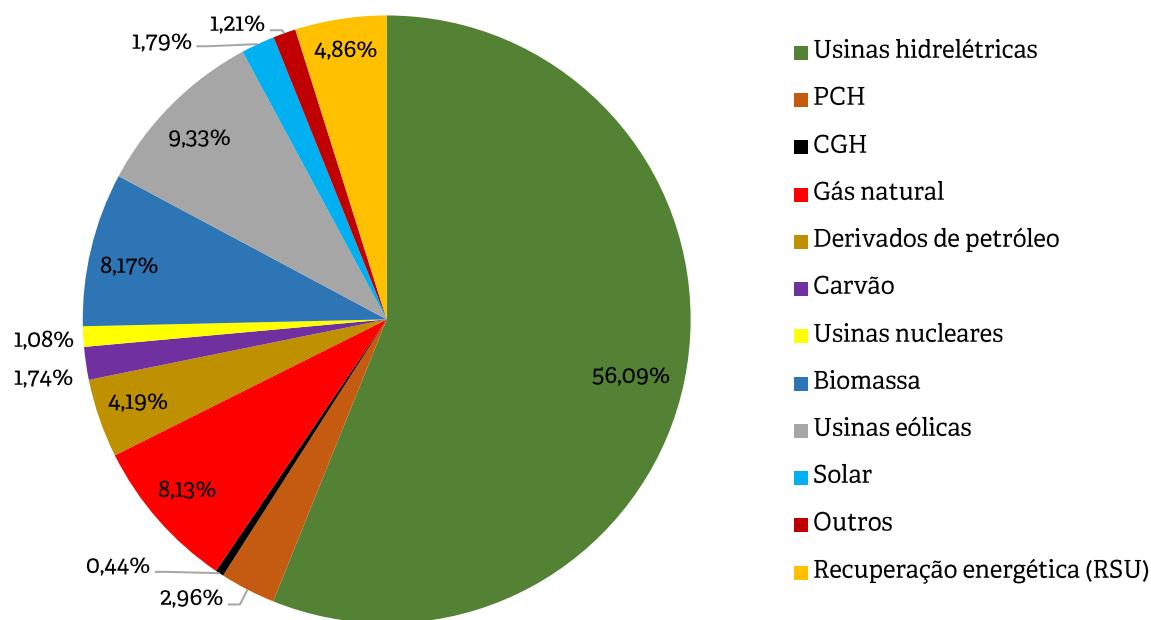


Figura 8 - Capacidade instalada de geração de energia elétrica no Brasil (%). Fonte: Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2023). PCH: Pequena Central Hidrelétrica; CGH: Central Geradora Hidrelétrica; Derivados de petróleo: óleo diesel e óleo combustível; Biomassa: lenha, bagaço de cana e lixívia; Outras: gás de coqueria, outras secundárias, outras não renováveis, outras renováveis e biodiesel.

Cabe ressaltar também que para a tecnologia WTE é importante a separação dos RSUE para melhorar a eficiência térmica do processo produtivo (Alamu et al., 2021; Istrate et al., 2021; Rodrigues et al., 2022). Neste contexto, os catadores de materiais recicláveis atuam diretamente nesta atividade, fazendo a reciclagem destes produtos (Dutra et al., 2018). Além disso, o Brasil é dependente dos trabalhadores diretos do setor de reciclagem, sendo responsáveis por parte da coleta, além da triagem por tipo de resíduos, transporte, embalagem, processamento e comercialização da fração reciclável dos RSU (Fidelis et al., 2020). No entanto, existem catadores informais que trabalham precariamente nas ruas e “lixões” (Campos et al., 2021).

Dessa forma, há necessidade de inclusão socioprodutiva destes trabalhadores (tanto informais quanto os formalizados em organizações), pois a situação atual deste mercado proporciona baixos salários, falta de benefícios, longas jornadas de trabalho, além da precariedade das condições trabalho, conhecimento limitado sobre as possibilidades da valorização dos RSU e obtenção de apoio financeiro e subsídios de órgãos governamentais, falta de estrutura física e de equipamentos (Fidelis et al., 2020).

Com a evolução das alternativas de tratamento térmico de RSU no Brasil é indiscutível a influência no pilar social (Fidelis et al., 2020). Ao passo que, o desenvolvimento e implantação de tecnologias WTE no Brasil, poderia ser vista como uma forma de incentivar não só a qualificação profissional para trabalharem ou fornecerem matéria prima para este tipo de empreendimento, promovendo assim saúde, qualidade e segurança do trabalho desses colaboradores, mas também como forma de estimular a comercialização dos produtos recicláveis e não recicláveis (Fidelis et al., 2020).

Em integração às tecnologias WTE, os administradores locais devem sugerir soluções formais para os trabalhadores informais diretamente ligados a reciclagem de RSU (Siddiqi et al., 2020). Esses

colaboradores podem se mostrar essenciais para criar sistemas mais eficientes de reciclagem dos materiais, reduzindo os custos de triagem para as plantas WTE, além de obter maiores benefícios para o seu sustento (Siddiqi et al., 2020). Dessa forma, as alternativas de reciclagem e recuperação de energia podem ser vistas como tecnologias e processos complementares, não necessariamente competindo entre si (Gutierrez-Gomez et al., 2021).

É inegável a viabilidade técnica da conversão de RSU em energia, bem como dos benefícios sociais e econômicos que podem ser aplicados nos municípios brasileiros (Padilha & Mesquita, 2022). É válido dizer que, a própria legislação brasileira e os programas de governo possuem diretrizes para aumentar a recuperação energética de RSU no território nacional (Campos et al., 2021). Contudo, é necessário intensificar as estratégias de incentivo às tecnologias WTE, pois atualmente o país não possui nenhuma tecnologia do tipo.

Diante disso, para fomentar a evolução da implantação das WTE no Brasil é importante que ocorram mudanças significativas nas políticas públicas, tanto na definição e classificação clara e coerente dos resíduos a serem destinados para tal finalidade (Chu et al., 2019; Malinauskaite et al., 2017), quanto incentivos fiscais como a desoneração dos primeiros anos de operação das plantas e o oferecimento de subsídios e creditícios (He & Lin, 2019; Zhao et al., 2016). Outra forma de incentivo financeiro é a imposição de taxas para intensificar o desvio de RSU para aterros sanitários e aumentar a taxa de venda de energia elétrica gerada por recuperação energética a partir de RSUE (Padilha & Mesquita, 2022; Sarquah et al., 2022).

Entretanto, para vencer esse desafio tecnológico, político e econômico é fundamental propor e avaliar cenários intermediários com análise de sensibilidade mais detalhados sobre os aspectos energéticos e econômicos, considerando inclusive as variações do teor de umidade, a cobertura de coleta de resíduos, as receitas das tecnologias por meio da venda de energia, bem como proposição de sobretaxa para a disposição final de RSU em aterros sanitários (Padilha & Mesquita, 2022). Além disso, é importante entender a opinião dos interessados na gestão de resíduos sólidos sobre os impactos que as tecnologias *Waste-to-Energy* podem trazer a cada realidade (Campos et al., 2021; Fidelis et al., 2020; Marchesin et al., 2022).

Considerações finais e recomendações

Este artigo analisou o potencial de geração de energia em regiões brasileiras e comparou as tecnologias de gaseificação e incineração nas regiões do Brasil. Para isso, realizou-se o cálculo da geração de resíduos entre as regiões a partir da estimativa populacional, do poder calorífico dos resíduos, da potência disponível e por fim da geração de eletricidade.

Os resultados apontam que a incineração é a tecnologia com maior eficiência térmica e maior geração de eletricidade por tonelada de RSU, diante do fato de não necessitar de pré-tratamento para resíduos com poder calorífico inferior acima de 6 MJ.kg⁻¹. A incineração é a melhor opção, em comparação a gaseificação, podendo ser considerada uma excelente alternativa para as regiões metropolitanas do Brasil, onde o poder calorífico dos RSU é compatível para a implementação dessa tecnologia. Isso ocorre porque a gaseificação possui restrições de matéria-prima, como a necessidade de um pré-tratamento para homogeneizar os RSU e reduzir a granulometria. Além disso, se faz necessário utilizar resíduos específicos para geração de produtos de qualidade, bem como é necessário a redução da umidade

para melhorar a combustibilidade do material. Tais aspectos contribuem em relação ao fato da eficiência de conversão térmica quando comparado a incineração.

Contudo, cabe mencionar que para a implementação da incineração é necessário um controle rígido das emissões atmosféricas. Após a etapa de geração de energia os gases emitidos pela combustão da biomassa devem passar por diversos tratamentos e controles ambientais. A título de exemplo, nesta etapa são utilizadas tecnologias como lavador com injecção de bicarbonato de sódio e carvão ativado para remoção de gases ácidos, micropoluentes orgânicos e inorgânicos; filtros de manga para remoção de particulados e um sistema final para remoção seletiva catalítica de Nox (Malinauskaite et al., 2017). Já os níveis de emissão dos poluentes atmosféricos gerados devem seguir o estabelecido na Resolução CONAMA nº 382/2006 (Brasil, 2006).

Além disso, os resultados indicam que a implantação de novas alternativas de tratamento contribuirá com a ampliação da matriz elétrica e diversificação das opções de gestão de RSU, sendo criadas oportunidades do mercado de gerenciamento de resíduos no Brasil. Contudo, se faz necessário implementar estratégias para fomentar a evolução das tecnologias WTE no país. Dentre elas, a implementação de políticas públicas com a finalidade de definir e classificar clara e coerentemente os resíduos a serem destinados para tal finalidade, bem como incentivos fiscais e financeiros.

Por fim, recomenda-se como estudo futuro a avaliação da viabilidade financeira das tecnologias. Uma análise econômica, por meio de cenários e dos custos de forma discriminada, seria importante para avaliar a influência no valor final do custo de investimento e do custo operacional, bem como das receitas dos produtos gerados. Da mesma forma, a partir da viabilidade financeira, é importante ressaltar a relevância do impacto social que as tecnologias WTE podem oferecer para as partes interessadas no manejo e gerenciamento de resíduos sólidos da região onde serão implantadas.

Declaração de disponibilidade de dados

O conjunto de dados que dá suporte aos resultados deste artigo está disponível no SciELO DATA e pode ser acessado em <https://doi.org/10.48331/scielodata.8VJGGE>

Referências

- Abdallah, M., Shanableh, A., Shabib, A., & Adghim, M. (2018). Financial feasibility of waste to energy strategies in the United Arab Emirates. *Waste Management*, 82, 207–219. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.029>
- Alamu, S. O., Wemida, A., Tsegaye, T., & Oguntiemein, G. (2021). Sustainability assessment of municipal solid waste in Baltimore USA. *Sustainability* (Switzerland), 13(4), 1–12. <https://doi.org/10.3390/su13041915>
- Alfaia, R. G. de S. M., Costa, A. M., & Campos, J. C. (2017). Municipal solid waste in Brazil: A review. *Waste Management and Research*, 35(12), 1195–1209. [https://doi.org/10.1177/0734242X17735375/ASSET/IMAGES/LARGE/10.1177_0734242X17735375-FIG4.JPG](https://doi.org/10.1177/0734242X17735375)
- ANEEL. (2023). *Sistemas de Informações de Geração da ANEEL*. ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica. <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjc4OGYyYjQtYWM2ZCooYjlLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2IiwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMio5MmQoLWVhNGU5YzAxNzBlMSIsImMiOjR9>

Aracil, C., Haro, P., Fuentes-Cano, D., & Gómez-Barea, A. (2018). Implementation of waste-to-energy options in landfill-dominated countries: Economic evaluation and GHG impact. *Waste Management*, 76, 443–456. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.039>

Ayodele, T. R., Ogunjuyigbe, A. S. O., & Alao, M. A. (2018). Economic and environmental assessment of electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste for the city of Ibadan, Nigeria. *Journal of Cleaner Production*, 203, 718–735. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.282>

Bertanza, G., Mazzotti, S., Gómez, F. H., Nenci, M., Vaccari, M., & Zetera, S. F. (2021). Implementation of circular economy in the management of municipal solid waste in an Italian medium-sized city: A 30-years lasting history. *Waste Management*, 126, 821–831. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.017>

Bianco, I., Panepinto, D., & Zanetti, M. (2022). Environmental impacts of electricity from incineration and gasification: How the lca approach can affect the results. *Sustainability* (Switzerland), 14(1). <https://doi.org/10.3390/su14010092>

Bisinella, V., Nedenskov, J., Riber, C., Hulgaard, T., & Christensen, T. H. (2022). Environmental assessment of amending the Amager Bakke incineration plant in Copenhagen with carbon capture and storage. *Waste Management and Research*, 40(1), 79–95. <https://doi.org/10.1177/0734242X211048125>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 382, de 26 de dezembro de 2006. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 2 jan. 2007. Recuperado de: <https://www.gov.br/mma/pt-br/@search?origem=keyword&SearchableText=Resolu%C3%A7%C3%A3o%20n%C2%BA%20382/2006>. Acesso em: 23 de dezembro de 2024.

Campos, V. A. F., Silva, V. B., Cardoso, J. S., Brito, P. S., Tuna, C. E., & Silveira, J. L. (2021). A review of waste management in Brazil and Portugal: Waste-to-energy as pathway for sustainable development. *Renewable Energy*, 178, 802–820. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.06.107>

Chu, Z., Wang, W., Zhou, A., & Huang, W. C. (2019). Charging for municipal solid waste disposal in Beijing. *Waste Management*, 94, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.051>

Cudjoe, D., & Wang, H. (2022). Plasma gasification versus incineration of plastic waste: Energy, economic and environmental analysis. *Fuel Processing Technology*, 237(July), 107470. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2022.107470>

Dalmo, F. C., Simão, N. M., Lima, H. Q., Medina Jimenez, A. C., Nebra, S., Martins, G., Palacios-Bereche, R., & Sant'Ana, P. H. M. (2019). Energy recovery overview of municipal solid waste in São Paulo State, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 212, 461–474. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.016>

Danish, M. S. S., Senju, T., Zaheb, H., Sabory, N. R., Ibrahimi, A. M., & Matayoshi, H. (2019). A novel transdisciplinary paradigm for municipal solid waste to energy. *Journal of Cleaner Production*, 233, 880–892. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.402>

Ding, Y., Zhao, J., Liu, J. W., Zhou, J., Cheng, L., Zhao, J., Shao, Z., Iris, Ç., Pan, B., Li, X., & Hu, Z. T. (2021). A review of China's municipal solid waste (MSW) and comparison with international regions: Management and technologies in treatment and resource utilization. *Journal of Cleaner Production*, 293. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126144>

Dutra, R. M. S., Yamane, L. H., & Siman, R. R. (2018). Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers' organizations: A case study of 16 Brazilian cities. *Waste Management*, 77(2018), 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.009>

Elhassan, R. M. (2021). *Potential Opportunities for Waste to Energy and Recycling in the Kingdom of Saudi Arabia*. 2021 6th International Conference on Renewable Energy: Generation and Applications, ICREGA 2021, 76–81. <https://doi.org/10.1109/ICREGA50506.2021.9388300>

Escamilla-García, P. E., Camarillo-López, R. H., Carrasco-Hernández, R., Fernández-Rodríguez, E., & Legal-Hernández, J. M. (2020). Technical and economic analysis of energy generation from waste incineration in Mexico. *Energy Strategy Reviews*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2020.100542>

Fernández-González, J. M., Grindlay, A. L., Serrano-Bernardo, F., Rodríguez-Rojas, M. I., & Zamorano, M. (2017). Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. *Waste Management*, 67, 360–374. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.003>

Ferraz de Campos, V. A., Silva, V. B., Cardoso, J. S., Brito, P. S., Tuna, C. E., & Silveira, J. L. (2021). A review of waste management in Brazil and Portugal: Waste-to-energy as pathway for sustainable development. *Renewable Energy*, 178, 802–820. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.06.107>

Fidelis, R., Marco-Ferreira, A., Antunes, L. C., & Komatsu, A. K. (2020). Socio-productive inclusion of scavengers in municipal solid waste management in Brazil: Practices, paradigms and future prospects. *Resources, Conservation and Recycling*, 154(July 2019), 104594. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104594>

Galavote, T., Chaves, G. de L. D., Yamane, L. H., & Siman, R. R. (2024). The effects of municipal waste reduction and recycling policies on the economic feasibility of landfill gas generation. *Energy for Sustainable Development*, 81, 101493. <https://doi.org/10.1016/J.ESD.2024.101493>

Gemar, G., Soler, I. P., & Sánchez-Teba, E. M. (2021). Waste management: Valorisation is the way. *Foods*, 10(10). <https://doi.org/10.3390/FOODS10102373>

Gutiérrez, A. S., Mendoza Fandiño, J. M., & Cabello Eras, J. J. (2021). Alternatives of municipal solid wastes to energy for sustainable development. The case of Barranquilla (Colombia). *International Journal of Sustainable Engineering*, 14(6), 1809–1825. <https://doi.org/10.1080/19397038.2021.1993378>

Gutierrez-Gomez, A. C., Gallego, A. G., Palacios-Bereche, R., Tofano de Campos Leite, J., & Pereira Neto, A. M. (2021). Energy recovery potential from Brazilian municipal solid waste via combustion process based on its thermochemical characterization. *Journal of Cleaner Production*, 293, 126145. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126145>

He, J., & Lin, B. (2019). Assessment of waste incineration power with considerations of subsidies and emissions in China. *Energy Policy*, 126 (November 2018), 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.11.025>

IBGE, I. B. de G. e E. (2023). *Cidades e Estados do Brasil*. IBGE. <https://cidades.ibge.gov.br/>

Istrate, I. R., Galvez-Martos, J. L., & Dufour, J. (2021). The impact of incineration phase-out on municipal solid waste landfilling and life cycle environmental performance: Case study of Madrid, Spain. *Science of the Total Environment*, 755, 142537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142537>

Joseph, L. P., & Prasad, R. (2020). Assessing the sustainable municipal solid waste (MSW) to electricity generation potentials in selected Pacific Small Island Developing States (PSIDS). *Journal of Cleaner Production*, 248, 119222. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119222>

Kabir, Z., & Khan, I. (2020). Environmental impact assessment of waste to energy projects in developing countries: General guidelines in the context of Bangladesh. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 37(December 2019), 100619. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2019.100619>

Kaya, K., Ak, E., Yaslan, Y., & Oktug, S. F. (2021). Waste-to-Energy Framework: An intelligent energy recycling management. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, 30(January), 100548. <https://doi.org/10.1016/j.suscom.2021.100548>

Khan, I., & Kabir, Z. (2020). Waste-to-energy generation technologies and the developing economies: A multi-criteria analysis for sustainability assessment. *Renewable Energy*, 150, 320–333. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.12.132>

Kumar, A., & Samadder, S. R. (2017). A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. *Waste Management*, 69, 407–422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.046>

Lara Filho, M. O., Unsihuay-Vila, C., & da Silva, V. R. G. R. (2019). Integrated project of a smart microgrid allied with energy management: an initiative to reduce electrical energy costs. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 62(specialissue), 1–8. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-SMART-2019190006>

Liu, Y., Sun, C., Xia, B., Cui, C., & Coffey, V. (2018). Impact of community engagement on public acceptance towards waste-to-energy incineration projects: Empirical evidence from China. *Waste Management*, 76, 431–442. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.028>

Malinauskaite, J., Jouhara, H., Czajczyńska, D., Stanchev, P., Katsou, E., Rostkowski, P., Thorne, R. J., Colón, J., Ponsá, S., Al-Mansour, F., Anguilano, L., Krzyżyńska, R., López, I. C., A. Vlasopoulos, & Spencer, N. (2017). Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. *Energy*, 141, 2013–2044. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.128>

Marchesin, A., Sandro, C., Mancini, D., Xocaira, M., Cássia, P., Lie, M., & Gerson, U. (2022). Social evaluation of municipal solid waste management systems from a life cycle perspective: a systematic literature review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02057-6>

Margallo, M., Ziegler-Rodriguez, K., Vázquez-Rowe, I., Aldaco, R., Irabien, Á., & Kahhat, R. (2019). Enhancing waste management strategies in Latin America under a holistic environmental assessment perspective: A review for policy support. *Science of the Total Environment*, 689, 1255–1275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.393>

Mukherjee, C., Denney, J., Mbonimpa, E. G., Slagley, J., & Bhowmik, R. (2020). A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119(October 2019), 109512. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512>

Munir, M. T., Mohaddespour, A., Nasr, A. T., & Carter, S. (2021). Municipal solid waste-to-energy processing for a circular economy in New Zealand. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 145(August 2020), 111080. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111080>

Nanda, S., & Berruti, F. (2021). A technical review of bioenergy and resource recovery from municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123970. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123970>

Padilha, L. J., & Mesquita, L. A. (2022). Waste-to-energy effect in municipal solid waste treatment for small cities in Brazil. *Energy Conversion and Management*, 265(March), 115743. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115743>

Panepinto, D., & Zanetti, M. C. (2018). Municipal solid waste incineration plant: A multi-step approach to the evaluation of an energy-recovery configuration. *Waste Management*, 73, 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.036>

Porshnov, D. (2022). Evolution of pyrolysis and gasification as waste to energy tools for low carbon economy. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 11(1), 1–37. <https://doi.org/10.1002/wene.421>

Ripa, M., Fiorentino, G., Vacca, V., & Ulgiati, S. (2017). The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 142, 445–460. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.149>

Rodrigues, L. F., Santos, I. F. S. dos, Santos, T. I. S. dos, Barros, R. M., & Tiago Filho, G. L. (2022). Energy and economic evaluation of MSW incineration and gasification in Brazil. *Renewable Energy*, 188, 933–944. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.02.083>

Santos, R. E. dos, Santos, I. F. S. dos, Barros, R. M., Bernal, A. P., Tiago Filho, G. L., & Silva, F. das G. B. da. (2019). Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis. *Journal of Environmental Management*, 231(September 2018), 198–206. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.015>

Sarquah, K., Narra, S., Beck, G., Awafo, E. A., & Antwi, E. (2022). Bibliometric Analysis; Characteristics and Trends of Refuse Derived Fuel Research. *Sustainability* (Switzerland), 14(4), 1–18. <https://doi.org/10.3390/su14041994>

Siddiqi, A., Haraguchi, M., & Narayananamurti, V. (2020). Urban waste to energy recovery assessment simulations for developing countries. *World Development*, 131, 104949. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.104949>

Silva, L. J. de V. B. da, Santos, I. F. S. dos, Mensah, J. H. R., Gonçalves, A. T. T., & Barros, R. M. (2020). Incineration of municipal solid waste in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. *Renewable Energy*, 149, 1386–1394. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.10.134>

SNIS. (2023). SNIS - Série Histórica. *Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento*. <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>

Tayeh, R. A., Alsayed, M. F., & Saleh, Y. A. (2021). The potential of sustainable municipal solid waste-to-energy management in the Palestinian Territories. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123753. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123753>

Vlachokostas, C., Michailidou, A. V., & Achillas, C. (2021). Multi-Criteria Decision Analysis towards promoting Waste-to-Energy Management Strategies: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 138(October 2020), 110563. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110563>

Voss, R., Lee, R. P., Seidl, L., Keller, F., & Fröhling, M. (2021). Global warming potential and economic performance of gasification-based chemical recycling and incineration pathways for residual municipal solid waste treatment in Germany. *Waste Management*, 134, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.040>

Vyas, S., Prajapati, P., Shah, A. V., & Varjani, S. (2022a). Municipal solid waste management: Dynamics, risk assessment, ecological influence, advancements, constraints and perspectives. *Science of the Total Environment*, 814, 152802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152802>

Zhao, X. gang, Jiang, G. wu, Li, A., & Wang, L. (2016). Economic analysis of waste-to-energy industry in China. *Waste Management*, 48, 604–618. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.014>

Editor responsável: Luciene Pimentel da Silva

Recebido: 27-Dec-2023

Aprovado: 09-mar.-2025