
Capítulo 8

Análisis de tecnologías Residuos-A-Energía (WTE) y su aplicación en México

Pablo Emilio Escamilla-García, Karla Elideth Moreno-López

Resumen

México es una nación que enfrenta problemas considerables de gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU), ya que genera en promedio más de cuarenta y dos millones de toneladas de residuos. Similar a otros países en vías de desarrollo, México no ha logrado instaurar modelos eficientes que hagan frente a las altas tasas de generación y que consideren los aumentos futuros por la intensificación de las actividades productivas; pero, sobre todo, que garanticen una mitigación del impacto ambiental asociado. Existe evidencia de la aplicación exitosa de diferentes sistemas de tratamiento en los que no solo se reduce la afectación al medio ambiente, sino que se busca una valorización energética. Por lo anterior, el presente documento revisa las principales características de este tipo de sistemas, particularmente aquellos que aplican tecnologías Residuos-A-Energía (en Inglés Waste-To-Energy WTE). Con lo anterior se buscó generar información documentada sobre la actualidad de sistemas de tratamiento sustentables que puedan ser adaptados en México y países con características similares para establecer esquemas de gestión alineados a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y minimicen el impacto ambiental. Capítulo derivado de proyecto de investigación SIP20200392 “Valoración económica de residuos sólidos urbanos para la generación de energía limpia”

Palabras clave:

Aprovechamiento energético de residuos; residuos sólidos urbanos; tecnologías WTE.

Cómo citar:

Escamilla-García, P. E., y Moreno-López, K. E. (2024). Residuos sólidos urbanos em face da crise ambiental global: a sustentabilidade como alternativa de desenvolvimento. En J. Luna-Nemecio, D. M. Sorzano Rodríguez, y J. E. Licea Reséndiz. (Eds.). *¿Hacia una era ecológica del capital? Condiciones, problemas y disyuntivas de la sustentabilidad frente a la emergencia socioambiental del siglo XXI.* (pp. 210-242). Atik Editorial; Universidad Autónoma del Estado de Morelos. <https://doi.org/10.46652/atikbook12.cap8>



Introducción

El término “residuo” puede estar sujeto a diferentes interpretaciones. Existe un entendimiento general que señala que los residuos incluyen toda la basura mezclada que se genera por la acción humana en actividades domésticas, industriales o comerciales. La Directiva 2008/98/CE de la Comisión de Medio Ambiente de la Unión Europea, menciona que un residuo es cualquier sustancia u objeto que el poseedor desecha o pretende desechos y el cual ha perdido un valor y utilidad (PE, 2008).

En este contexto, los asentamientos humanos desde su origen han generado residuos cuya tipología ha evolucionado acorde a la tecnología de la época, los patrones de consumos, los sistemas productivos aplicados, entre otros. En consecuencia, el desarrollo de nuevos materiales y la evolución en técnicas de transformación de materias primas derivó en residuos con características muy particulares lo que condujo al establecimiento de clasificaciones mucho más precisas (Read, 2007).

De lo anterior surgen los conceptos de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) y los residuos peligrosos o residuos de manejo especial. Particularmente, la generación de RSU es un problema emergente generado por la evolución de las actividades económicas e industriales. Estos residuos pueden plantear riesgos importantes, especialmente los asociados a la salud pública (Xu et al., 2018).

La presencia de compuestos tóxicos en la corriente de RSU exige procedimientos de manipulación controlados para asegurar una mínima contaminación ambiental y exposición humana. A medida que aumenta la población, aumenta la cantidad de RSU generados. Este aspecto se ha convertido en una preocupación importante para muchas naciones subdesarrolladas, ya que los gobiernos locales generalmente han asumido la recolección, transferencia y eliminación de residuos (Fernando, 2018; Bees & Williams, 2017).

Como muchos países en desarrollo, México se ubica como el undécimo país más poblado del mundo con 126,191,000 millones de habitantes (Banco Mundial, 2018). El país se enfrenta a problemas extremos de gestión de residuos; las políticas públicas estructurales diseñadas para brindar servicios de gestión de residuos se han visto superadas por altas tasas de crecimiento urbano y actividades productivas y comerciales intensivas. México genera 115,350.14 toneladas de residuos al día con una tasa de generación de 0,87 kg per cápita, superior al promedio mundial de 0,74 kg / persona (Banco Mundial, 2019).

Se espera que la generación anual de residuos en todo el mundo aumente en un 70% desde los niveles de 2016 a 3400 millones de toneladas en 2050, dado el crecimiento de la población y la urbanización (Kaza et al., 2018). Así, México también experimentará un aumento significativo en la generación de residuos, el cual compromete la sustentabilidad ya que los sistemas de gestión de RSU son mayormente basados en técnicas rudimentarias, equipos obsoletos y adoptando el uso de rellenos sanitarios como estrategia predominante.

Por lo anterior, esta investigación tiene como objetivo realizar una revisión y análisis integral de la actualidad sobre la generación de RSU tanto en México como a nivel mundial, así como de las diferentes tecnologías de tratamiento de RSU que favorecen el aprovechamiento energético. Con esto se busca aportar en la generación de análisis críticos documentados sobre la gestión y tratamiento de residuos que puedan servir de base para modelos de adopción tecnológica y para el desarrollo e implementación de proyectos sustentables de gestión en México.

Concepto y clasificación de los RSU

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA) define a los RSU como el componente sólido de la corriente de desechos que surge de las instalaciones domésticas, locales comerciales e industrias, edificios gubernamentales y vías públicas, incluidos los desechos de las operaciones, servicios e instalaciones de los gobiernos locales y que son recolectados por los ayuntamientos pero no contiene residuos comerciales e industriales catalogados como residuos peligrosos o residuos radiactivos (EPA, 2020). Por su parte la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos en México define a los RSU como los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas, los productos que se consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por la Ley como residuos de otra índole (SEMARNAT, 2003a). Si bien el concepto de RSU puede variar en función del contexto geográfico y la legislación aplicable existe un consenso sobre su origen mayoritariamente doméstico y que incluye cualquier residuo que no sea considerado como residuo peligroso o residuo de manejo especial.

La clasificación de residuos admite varios enfoques y la consideración de diferentes parámetros. Para establecer una clasificación precisa es necesario considerar algunos aspectos como: origen o modo de generación, y características físicas, químicas y biológicas incluyendo toxicidad y peligrosidad. De lo anterior existe una categorización general que divide a los RSU como residuos orgánicos e inorgánicos.

Los residuos orgánicos son todos aquellos materiales sujetos a una descomposición biológica, esto es, todos aquellos que tienen su origen en seres vivos, animales o vegetales. Incluyen una amplia variedad de desechos originados de forma natural durante un ciclo de vida como consecuencia de funciones fisiológicas de mantenimiento y perpetuación (Esmailian et al., 2018). Dentro del flujo de RSU los más comunes incluyen, residuos alimenticios y residuos de poda y jardinería.

Por otra parte, los residuos inorgánicos son todos aquellos que no se caracterizan como orgánicos. De forma más precisa los residuos inorgánicos incluyen todos los materiales de origen y sustancias o compuestos que son sintetizados por el hombre. Los residuos inorgánicos pueden considerarse una importante fuente de materia prima de algunos sectores productivos ya que pueden tener valor económico si se reutilizan o reciclan (Guedes et al., 2021).

En esta categoría se suelen incluir metales, plásticos, vidrio, papel/cartón, etc. La clasificación precisa de este tipo de residuo dependerá de cada legislación aplicable, en el caso de México la norma mexicana NMX-AA-022-1985 enlista todos los subproductos inorgánicos que se pueden encontrar en un flujo de RSU (ver tabla 1).

Tabla 1. Subproductos inorgánicos en los RSU de acuerdo con NMX-AA-022-1985 (CCA, 1992)

Algodón	Residuo fino (todo material que pase la criba M 2.00)	Papel	Material ferroso	Madera	Trapo
Cartón	Envase en cartón encajado	Pañal desechable	Material no ferroso	Materiales de construcción	Vidrio de color
Cuero	Fibra dura vegetal (esclerénquima)	Plástico de película	Material ferroso	Plástico rígido	Vidrio transparente
Fibras sintéticas	Poliestireno expandido	Hueso	Hule	Poliuretano	Otros
Lata	Loza cerámica				

Fuente: elaboración propia con la información de CCA (1992).

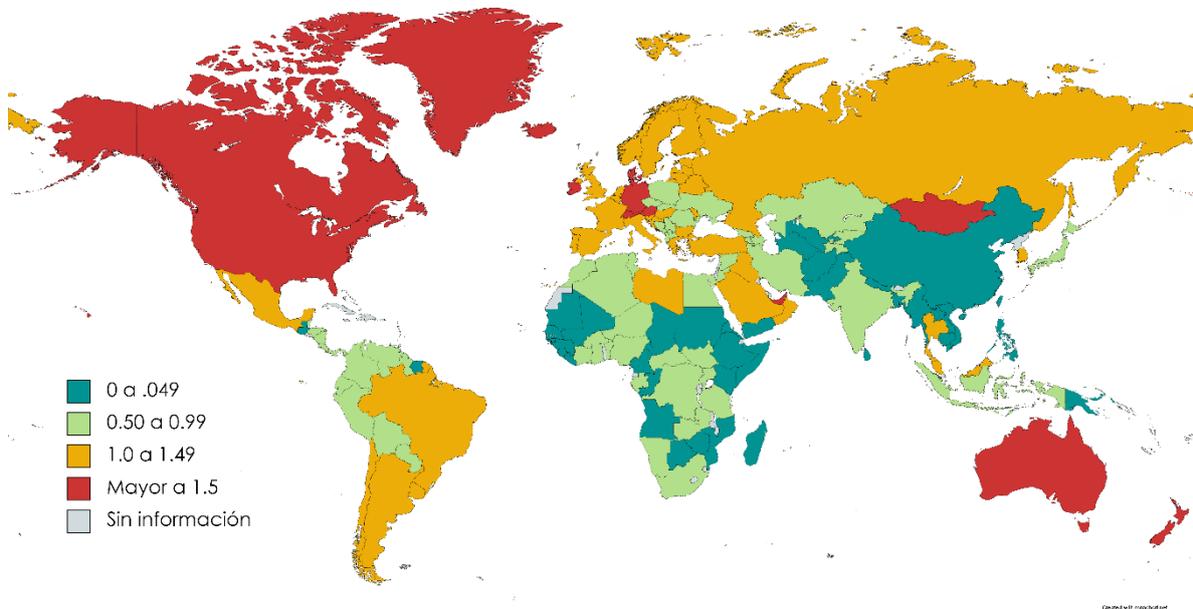
Cabe señalar que las clasificaciones tienden a simplificar la situación real, dada una categorización, que en realidad no siempre es tan sencilla de aplicar. Las clasificaciones tampoco abarcan normalmente la totalidad de los casos posibles derivados de la heterogeneidad en aspectos como la composición química y no siempre consideran las interrelaciones directas o indirectas entre los procesos de generación (Kumar & Agrawal, 2020). Por consiguiente, es recomendable que cada programa de gestión de RSU conceptualice claramente a los residuos orgánicos e inorgánicos en función de su contexto particular.

Panorama global de los RSU

De acuerdo con información del Banco Mundial, a nivel global se generan 0.74 kilogramos de residuos per cápita por día, las tasas de generación por cada país fluctúan entre 0.11 a 4.54 kg por cada habitante con una generación importante de países como Estados Unidos, Canadá y Australia (ver figura 1), (Banco Mundial, 2019). Los volúmenes de generación de residuos generalmente se correlacionan con niveles de ingresos y tasas de urbanización. Tan sólo en 2016 se generaron aproximadamente 2,010 millones de toneladas de RSU y se espera

que este número aumente a 3,400 millones de toneladas para 2050, sobre todo por el aumento de RSU en país de bajos ingresos donde se estima que la cantidad total de residuos aumentará en más de tres veces (Kaza et al., 2018).

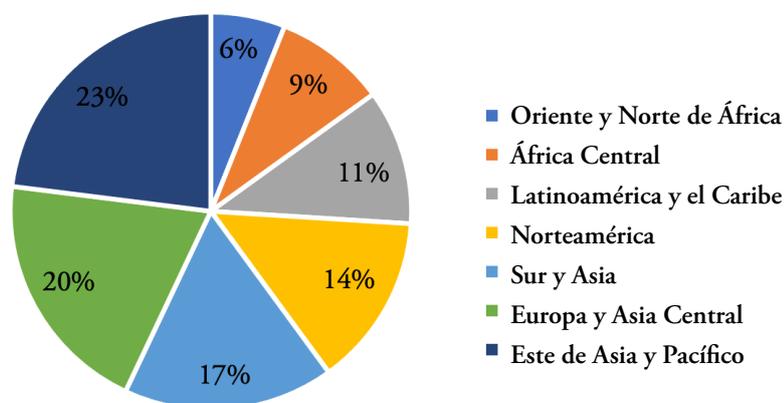
Figura 1. Generación per cápita de RSU por país en kg



Fuente: elaboración propia con información del Banco Mundial (2019).

A partir de esto, si se analizan las tendencias de generación por región, la zona del pacífico y este de Asia es la región con mayor porcentaje de generación con 23%, seguido de Europa y Asia central con 20% (ver figura 2).

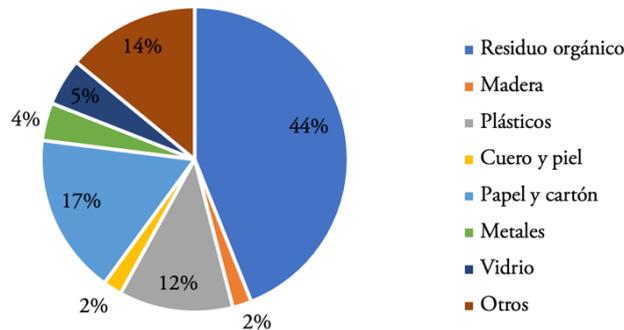
Figura 2. % de RSU generados por región geográfica



Fuente: elaboración propia con información del Banco Mundial (2018).

Si bien las regiones de Oriente Medio, África del Norte y África central son las que menos producen en términos absolutos, son las regiones en donde se proyecta un crecimiento importante de generación que, de continuar así, se triplicarían en menos de 30 años (Kaza et al., 2018). En lo que respecta a la composición, ésta varía según la región. A nivel global la composición se divide en 44% de residuos orgánicos y 46% de inorgánicos con una distribución importante de papel-cartón y plásticos (ver figura 3).

Figura 3. Composición global de RSU en porcentaje



Fuente: elaboración propia con información del Banco Mundial (2018).

Es importante señalar que la composición está influenciada por varios factores, entre ellos: actividades económicas, clima, cultura, fuentes de energía, etc. La identificación adecuada de la composición de los RSU permite el desarrollo adecuado de estrategias de recolección y disposición (OECD, 2013). Los países de bajos ingresos tienden a generar una proporción significativa de desechos orgánicos, mientras que los países de altos ingresos presentan las proporciones más altas de papel, plásticos y otros materiales inorgánicos (EPA, 2020).

En la tabla 2 se aprecia que, de una muestra de 105 países, las economías de ingresos bajos tienen una fracción orgánica del 64% en comparación con el 28% en los países de ingresos altos. Esto demuestra que, a medida que un país se vuelve más desarrollado, la fracción orgánica disminuye mientras que aumenta el consumo de materiales inorgánicos; sin embargo, en los países de ingresos medio-bajos y bajos, existe un alto porcentaje de materia orgánica que oscila entre el 40% y el 85% del total (Banco Mundial, 2019).

Tabla 2. Composición mundial de RSU por nivel de ingreso

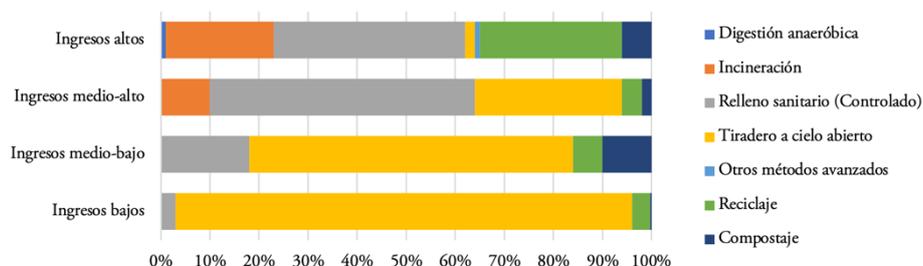
Nivel de ingresos	Orgánico	Papel/Cartón	Residuos plásticos	Vidrio	Metales	Otro
Bajo	64	5	8	3	3	17
Medio bajo	59	9	12	3	2	15
Medio alto	54	14	11	5	3	13
Alto	28	31	11	7	6	17

Fuente: elaboración propia con la información del Banco Mundial (2019).

A medida que los países aumentan su nivel de ingreso, aumenta la cantidad de reciclables en el flujo de residuos, con el aumento del papel de manera más significativa. Más de un tercio de los residuos en los países de ingresos altos se recupera mediante reciclaje y compostaje. Las tasas de recolección de desechos varían ampliamente según los niveles de ingresos. Los países de ingresos altos y medio altos suelen ofrecer la recolección universal de residuos con tasas de eficiencia del 80% al 100%. No obstante, en países de ingresos medio bajos y bajos, las tasas oscilan en 48% y 26% de eficiencia (Kaza et al., 2018).

En referencia a los sistemas de tratamiento, la tendencia mundial muestra que el 29% de los RSU generados son dispuestos en rellenos sanitarios, el 13.5% es reciclado, el 11% incinerado, el 8% es aprovechado para obtención de biogás, el 5.5% es composteado y alarmantemente el 33% es dispuesto en tiraderos a cielo abierto sin ningún tipo de control (Banco Mundial, 2019). El tipo de tratamiento aplicado varía significativamente en función de la región y del nivel de ingresos. Mientras en países desarrollados con ingresos altos y medio altos la tendencia muestra la valorización energética de los residuos y el desuso de rellenos sanitarios, en los países en vías de desarrollo con ingresos bajos, los tiraderos clandestinos y sitios no controlados son abundantes (ver figura 4).

Figura 4. Sistema de tratamiento de RSU aplicado a nivel mundial por tipo de ingreso

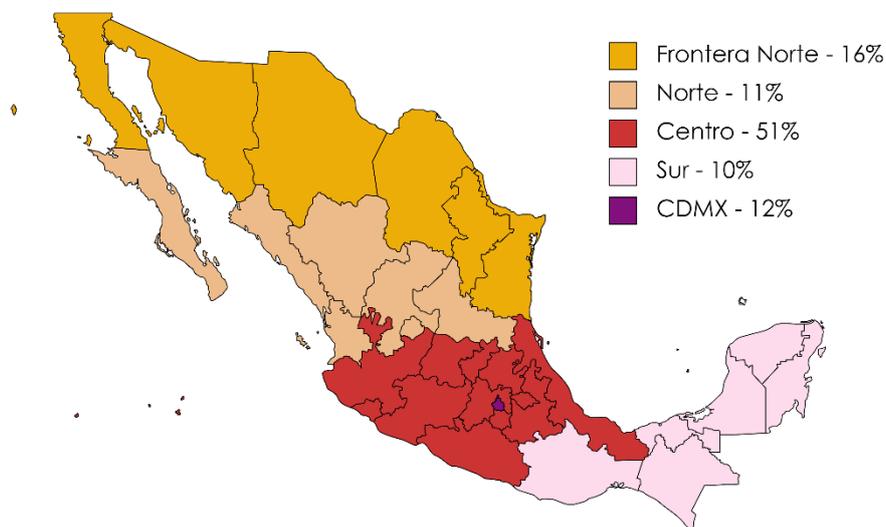


Fuente: elaboración propia con información del Banco Mundial (2019).

Generación de RSU en México

Para el análisis de la generación y composición de los RSU en México, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) divide al país en 5 regiones: Frontera norte, Norte, Centro, Sur y Ciudad de México (ver figura 5). Los niveles reportados al 2020 muestran que los estados del centro del país generan anualmente 21,367.1 miles de toneladas (Mt) de RSU (51%), los estados en la frontera norte generan 6920.4 Mt (16%), los estados del norte 4493.2 Mt (11%), los estados del sur 4372.7 Mt (10%) y la Ciudad de México 4949.4 Mt (12%) (SEMARNAT, 2019). El total de RSU generados anualmente se estima en 42.10 megatoneladas con una generación per cápita de 0.84 kg.

Figura 5. Porcentaje de generación de RSU por región en México



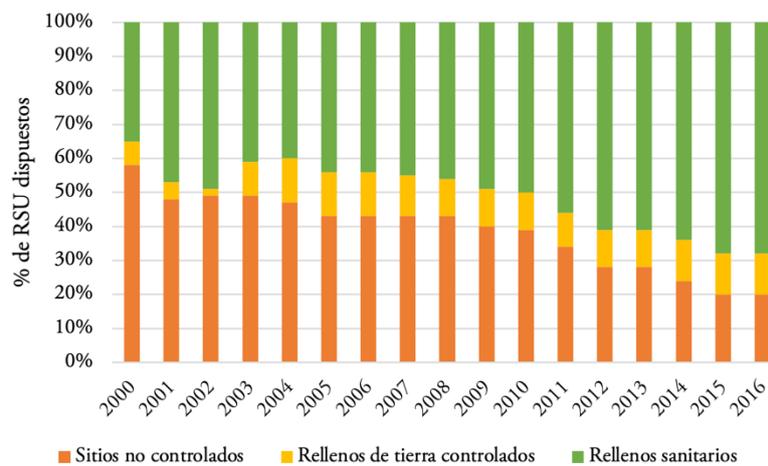
Fuente: elaboración propia con datos de SEMARNAT (2019).

La composición de los RSU muestra una presencia importante de materiales plásticos con un 10.9%, papel y cartón 13.8%, Vidrio 5.9%, Aluminio y metales ferrosos 2.8%, Textiles 1.4%, otros materiales 12.7% y residuos orgánicos 52.4% (SEMARNAT, 2020). El valor total de residuos orgánicos generados alcanza las 22.06 megatoneladas anuales. Cabe señalar que la fracción orgánica en el flujo de RSU está vinculada con las principales afectaciones ambientales. Esto se debe a la descomposición anaeróbica, producción de lixiviados, compuestos volátiles y gases, los cuales de no ser correctamente tratados generan emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI), contaminación de suelo y cuerpos de agua, así como proliferación de fauna nociva. Por consiguiente, un aspecto fundamental en un sistema sustentable de gestión de RSU es la eficiencia de recolección y los sistemas de tratamiento.

En lo que respecta a la eficiencia de recolección la cifra reportada por la SEMARNAT es del 90.5% a nivel nacional, con tasas regionales que oscilan entre el 82.1% y el 98.9%. No obstante, estas tasas no consideran regiones aisladas en poblaciones rurales en donde no exis-

ten servicios de recolección y limpia. Los niveles de reciclaje y aprovechamiento de materiales valorizables reportan una tasa inferior al 10% del total de RSU generados lo que coloca a México en el lugar 24 a nivel mundial y por muy por debajo de la media de reciclaje de los países de la OECD del 25% (OECD, 2021). Actualmente, los RSU valorizables sujetos a procesos de recuperación y reciclaje son mayormente papel y cartón (32%), PET y plásticos (25%), vidrio (13.8%), metales (7.6%) y electrodomésticos (5.1%) para un total de 377.26 Mt.

Figura 6. Disposición final de RSU a nivel nacional (2000-2016)



Fuente: elaboración propia con datos de SEMARNAT (2019).

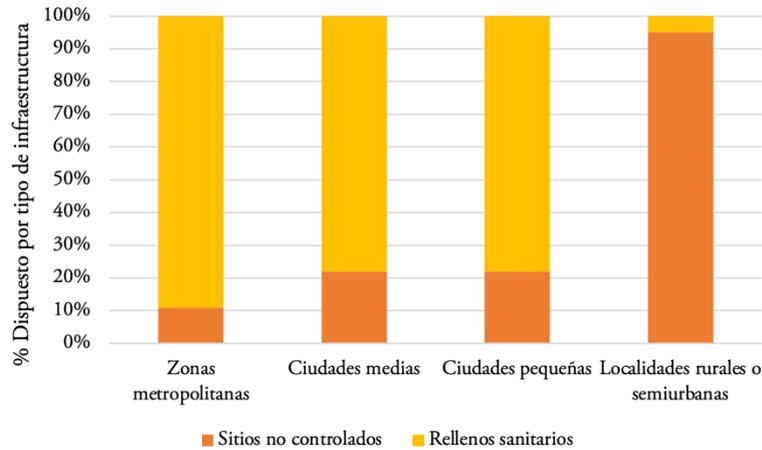
Las bajas tasas de reciclaje y aprovechamiento de materiales valorizables derivan en altos volúmenes dispuestos en rellenos sanitarios y sitios no controlados ya que son los sistemas de disposición y tratamiento final predominantes en el país. Desde el año 2000, la utilización de sitios no controlados ha disminuido para favorecer la operación de rellenos sanitarios controlados acorde a los lineamientos establecidos por la NOM-083-SEMARNAT-2003 (ver figura 6).

Sin embargo, las tendencias de generación, así como su tratamiento y disposición final están fuertemente vinculadas al proceso de urbanización. Esto implica que, si bien hay una mayor presencia de sitios controlados para la disposición final que en años previos, estos son exclusivos casi en su totalidad de poblaciones urbanas y zonas metropolitanas, mientras que en comunidades rurales los sitios no controlados y tiraderos a cielo abierto son preponderantes (ver figura 7). Es importante mencionar que aun cuando los rellenos sanitarios busquen un esquema de operación acorde a la normatividad ambiental aplicable, por sus condiciones y características, este tipo de infraestructura representa un riesgo ambiental significativo.

Los datos analizados evidencian a México como un país con altas tasas de generación de RSU y niveles ínfimos de reciclaje y valorización, así como un sistema de gestión basado en la construcción y operación de rellenos sanitarios. Este panorama compromete la sustentabilidad en el proceso de recolección y tratamiento de residuos, con un riesgo de afectaciones ambien-

tales severas a los ecosistemas, a la salud pública y al deterioro social. Los principales efectos negativos que los RSU pueden generar en una población se analizan en el siguiente apartado.

Figura 7. Disposición final de RSU por tipo de infraestructura y población



Fuente: elaboración propia con datos de SEMARNAT (2020).

Afectaciones asociadas a los RSU en las poblaciones

Los RSU son un problema importante en los asentamientos urbanos. Las altas densidades de población, junto con sistemas ineficientes de gestión de residuos, pueden generar significativas afectaciones sociales, económicas y ambientales (Guerrero et al., 2013). Los principales impactos y daños que resultan del manejo inadecuado de los RSU incluyen entre otros (Marshall & Farahbakhsh, 2013): 1) contaminación de cuerpos de aguas superficiales y subterráneas, 2) emisión de gases de efecto invernadero, 3) alteración de las propiedades físico/químicas del suelo, 4) inundaciones por el bloqueo de alcantarillas y desagües, 5) proliferación de hedores y fauna nociva, 6) alteración del entorno urbano, 7) deterioro de los espacios públicos.

La disposición de residuos orgánicos en rellenos sanitarios y tiraderos clandestinos a cielo abierto contribuye a la generación de GEI, como el metano, que típicamente comprende el 60% de todos los gases generados por residuos. Actualmente, en México se estima que los residuos generan aproximadamente 1,630.107 (Gg) de dióxido de carbono CO_2 y 27,391.442 (Gg) de metano CH_4 (INECC, 2018). Particularmente el metano es un gas peligroso altamente explosivo que contamina no solo el aire sino también aguas subterráneas y la superficie del suelo lo que implica un riesgo significativo para la salud humana (Pillai & Riverol, 2018). Esta acumulación de gas conlleva el riesgo de explosiones e incendios. Se estima que, dadas las condiciones de operación actuales, más de un 80% de los sitios de disposición final presentan estos riesgos de incendios y explosiones, así como una amplia dispersión de partículas dañinas volátiles (Schwanse, 2014).

Otro impacto negativo de la incorrecta gestión de los RSU son los hedores. La descomposición del material orgánico implica la generación de olores desagradables que representan una molestia significativa para los asentamientos urbanos circundantes. La proliferación de hedores se identifica como la principal afectación en poblaciones de acuerdo con la percepción del individuo (Santos et al., 2020). Ligada a esta afectación se ubica la proliferación de fauna nociva.

Debido a las características de los residuos, la acumulación de materiales orgánicos puede generar la aparición de insectos, roedores, y aves, cuya presencia representa un riesgo de salud pública dada la propagación de enfermedades entre las comunidades cercanas (Qasim et al., 2020). Así mismo, otro impacto significativo es la afectación a los ecosistemas. Esta afectación implica la contaminación de cuerpos de agua por lixiviados con alto grado de toxicidad, el cual se origina cuando el agua pasa a través de los residuos en descomposición, este tipo de líquidos puede causar una contaminación grave a lagos, lagunas y ríos o bien puede filtrarse hasta los mantos freáticos de la región (Zairi et al., 2014). La referida contaminación es un alto riesgo para la salud humana. La presencia de metales pesados, así como de Sólidos Totales Disueltos (TDS) es una afectación crítica para las poblaciones cercanas a los sitios de disposición final de RSU (Fei et al., 2019).

La afectación a ecosistemas y poblaciones también conlleva el decremento de la biodiversidad, así como la modificación de la estabilidad geológica. La disposición inadecuada de residuos puede impactar directamente en la composición química del suelo haciéndolo inadecuado para fines agrícolas en el futuro, lo que compromete el desarrollo de actividades económicas en las poblaciones (Rada et al., 2011). Finalmente, otras afectaciones de carácter social implican el aumento de tráfico por vehículos de recolección, ruido generado por actividades en los rellenos sanitarios y el deterioro visual por la afectación del paisaje urbano (Moazzem, 2021).

Sistemas de tratamiento para los RSU

Un sistema de tratamiento se refiere a las operaciones de recuperación o eliminación de los RSU. Bajo este concepto un sistema de tratamiento incluye todas las actividades previas a la disposición final, como el transporte y selección. El objetivo de un sistema de tratamiento eficiente será buscar que los residuos tengan un propósito útil ya sea como subproductos en otros procesos productivos, como materia prima para su conversión a otro producto final o bien, si no es posible su recuperación y/o aprovechamiento, se debe garantizar una mitigación del impacto ambiental en su disposición final.

Los sistemas de tratamiento se pueden dividir en primera instancia acorde con las actividades de eliminación/disposición final y con las actividades de recuperación y aprovecha-

miento. Dentro de las principales acciones de eliminación o disposición final se ubican a los rellenos sanitarios como modelo principal, mientras que en las actividades de recuperación y aprovechamiento se identifica el reciclaje y los tratamientos biológicos y térmicos.

Disposición física en rellenos sanitarios

Un relleno sanitario es un área dispuesta para la disposición final de residuos y que debe cumplir con diferentes características para mitigar los impactos ambientales. Si bien un relleno sanitario puede recibir residuos de construcción, residuos industriales no peligrosos o enceres domésticos, en su mayoría está diseñado para la recepción y disposición exclusiva de RSU.

Los rellenos sanitarios normalmente se ubican en terrenos donde hay un vacío preexistente o zonas excavadas disponibles como canteras o minas. Para su construcción se pueden identificar tres métodos generales (Chandrappa & Das, 2012): 1) Método de celda excavada: en este método, los desechos sólidos se colocan en celdas excavadas en áreas donde hay una profundidad adecuada de material de cobertura y el nivel freático no está cerca de la superficie. Las características de las celdas varían según la capacidad del relleno sanitario y las especificaciones de la operación. 2) Método Área: en este método los residuos se disponen directamente en el suelo, que previamente ha sido adaptado para el manejo de lixiviados. Los residuos se cubren con diferentes materiales para evitar impactos negativos. Este método es muy utilizado debido a la dificultad de encontrar áreas con cuevas naturales o áreas no aptas para la excavación de celdas. 3) Método de cañón/depresión: este método utiliza múltiples ascensores para llenar el cañón o depresión. Los desechos se eliminan en la cabecera del cañón y terminan en la desembocadura. El espacio aéreo del relleno sanitario determina la longitud, altura y anchura permitidas.

Independientemente del método utilizado para la operación; el diseño y la construcción deben ser supervisados cuidadosamente para evitar daños e impactos ambientales. El desarrollo de este tipo de infraestructura adicional al cumplimiento de toda normatividad aplicable debe considerar las siguientes proximidades antes de la construcción (Bates et al., 2008): 1) Red de carreteras, 2) Red de ferrocarriles y vías navegables, 3) Instalaciones existentes de transferencia residuos, 4) Usos de suelo compatibles, 5) Receptores sensibles, 6) Sitios ecológicos y patrimoniales.

Sobre todo, en economías en vías de desarrollo los rellenos sanitarios siguen siendo ampliamente utilizados como principal medio de tratamiento y disposición de RSU (ver figura 4). Esto se debe entre otras razones a que su construcción es fácil, ajustable y con un costo menor que el resto de los métodos de tratamiento.

Las estrategias a nivel mundial que buscan generar esquemas sustentables de gestión han procurado desestimar la construcción de más rellenos sanitarios, sin embargo, estas recomendaciones solo han permeado en las políticas públicas de países desarrollados. Un ejemplo es el modelo aplicado en diferentes ciudades alemanas donde la legislación prohíbe explícitamente la construcción y operación de rellenos sanitarios y solo permite su arrendamiento en casos

de emergencias (DEFRA, 2009). Otro ejemplo es el modelo de landfill tax aplicable en Reino Unido en donde existe un impuesto especial a cada tonelada de RSU enviado a un relleno sanitario y el cual debe ser pagado por el Ayuntamiento local, dicho impuesto aumenta de forma proporcional por la cantidad de RSU dispuesta (Fletcher et al., 2018), con esto se ha logrado reducir significativamente el uso de este sistema.

En México el número de rellenos sanitarios ha crecido significativamente en los últimos años, pasando de 30 a 198 durante el período de 1995 a 2020, siendo Puebla, Nuevo León y Guanajuato las entidades con mayor cantidad de este tipo de instalaciones (SEMARNAT, 2019). A nivel nacional la NOM-083-SEMARNAT-2003 es el marco de referencia para identificar las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial.

De acuerdo con esta norma existen 5 categorías para los rellenos sanitarios, tipo A con un tonelaje diario recibido mayor a 100, el tipo B de 50 a 100, el tipo C con recepción de 10 y menor a 5 y el tipo D con recepción menor a 10. La construcción requiere la conducción de estudios geológicos y geohidrológicos, así como estudios topográficos y proyecciones de generación de RSU, biogás y lixiviados. La construcción de un relleno sanitario debe cumplir entre otros los siguientes criterios (SEMARNAT, 2003b):

- Cuando un sitio de disposición final se pretenda ubicar a una distancia menor de 13 kilómetros del centro de las pistas de un aeródromo de servicio al público o aeropuerto, la distancia elegida se determinará mediante un estudio de riesgo aviario.
- No se deben ubicar sitios dentro de áreas naturales protegidas, a excepción de los sitios que estén contemplados en el plan de manejo de éstas.
- En localidades mayores de 2500 habitantes, el límite del sitio de disposición final debe estar a una distancia mínima de 500 m contados a partir del límite de la traza urbana existente o contemplada en el plan de desarrollo urbano.
- No debe ubicarse en zonas de: marismas, manglares, esteros, pantanos, humedales, estuarios, planicies aluviales, fluviales, recarga de acuíferos, arqueológicas; ni sobre cavernas, fracturas o fallas geológicas.
- El sitio de disposición final se debe localizar fuera de zonas de inundación con periodos de retorno de 100 años. En caso de no cumplir lo anterior, se debe demostrar que no existirá obstrucción del flujo en el área de inundación o posibilidad de deslaves o erosión que afecten la estabilidad física de las obras que integren el sitio de disposición final.
- La distancia de ubicación del sitio de disposición final, con respecto a cuerpos de agua superficiales con caudal continuo, lagos y lagunas, debe ser de 500 m como mínimo.

- La ubicación entre el límite del sitio de disposición final y cualquier pozo de extracción de agua para uso doméstico, industrial, riego y ganadero, tanto en operación como abandonados, será de 100 m adicionales a la proyección horizontal de la mayor circunferencia del cono de abatimiento. Cuando no se pueda determinar el cono de abatimiento, la distancia al pozo no será menor de 500 m.

Estas previsiones tienen por objetivo minimizar las afectaciones tanto ambientales como impactos a las comunidades. Sin embargo, aun cuando un relleno sanitario sea construido bajo las pautas establecidas en una normatividad ambiental, existe el riesgo de generación de afectaciones circundantes. Lo principales riesgos que pueden generarse por la operación de un relleno sanitarios incluyen entre otras (Bates et al., 2008):

- Tráfico: Se necesitan vehículos pesados para transportar los residuos desde las estaciones de transferencia o plantas de tratamiento hasta los rellenos. El tráfico creado en las áreas circundantes de la instalación aumentará debido a que todos los vehículos ingresan al relleno sanitario. Además, los problemas de tráfico están asociados con la contaminación del aire por la quema de combustible.
- Emisiones al aire: La eliminación de residuos en rellenos sanitarios contribuye a la generación de gases de efecto invernadero, como el metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), siendo gases con alto grado de impacto ambiental.
- Polvo/Hedor: La liberación de polvo y olores generados en la instalación resultan de las corrientes de aire y la liberación de biogás, este puede llegar a poblaciones circundantes generando ambientes desagradables.
- Fauna nociva: Debido a las características de los residuos, en épocas de altas temperaturas, los rellenos pueden generar fauna nociva como insectos, roedores o aves. Esta proliferación a su vez se vincula con problemas de salud pública al generar un foco de transmisión posible de enfermedades.
- Ruido: Las actividades realizadas en los rellenos pueden generar ruido. Las maniobras de vehículos, motores y generadores, y los trabajos de preparación/ingeniería del sitio, se identifican como una fuente significativa de afecciones acústicas.
- Contaminación del agua: Los desechos en los rellenos sanitarios generan lixiviados con alta concentración de metales pesados. El lixiviado se genera cuando el agua pasa a través de los desechos en descomposición. El lixiviado puede causar una contaminación significativa si llega a cuerpos de agua (lagos, estanques o ríos) o mantos freáticos.
- Estabilidad del terreno: La construcción de rellenos sanitarios debe realizarse con el fin de proteger afectaciones geológicas, sin embargo, una operación excesiva del terreno puede conllevar afectaciones significativas al suelo.

- **Intrusión visual:** Los rellenos afectan el paisaje. La construcción de rellenos sanitarios debe realizarse evitando construcciones en sitios cercanos a asentamientos urbanos, sitios turísticos y reservas naturales.
- **Riesgos de explosión:** Como se mencionó, los rellenos sanitarios generan metano, que es altamente inflamable. La migración de este gas a espacios confinados puede aumentar considerablemente el riesgo de explosiones.

Tratamiento biológico de los RSU

Para entender el tratamiento biológico es necesario clarificar el concepto de biomasa. La biomasa se integra de toda la fracción orgánica en un flujo de RSU que puede ser sujeta de aprovechamiento para su conversión en energía. Sin embargo, dado su carácter orgánico, este tipo de residuo conlleva afectaciones ambientales si no es tratada correctamente. Cuando la biomasa se elimina y se dispone en rellenos sanitarios no controlados, la descomposición anaeróbica produce lixiviados, compuestos volátiles y gases.

Los gases emitidos se identifican como biogás y está compuesto principalmente de dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4), que representa aproximadamente el 50-60% en volumen (Spokas et al., 2006) y contribuye a alrededor del 3% al 4% de las emisiones antropogénicas mundiales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006). Por lo anterior los sistemas de tratamiento biológicos tienen como objetivo controlar y potenciar los procesos biológicos naturales y, así mitigar las afectaciones ambientales vinculadas a la descomposición orgánica. Estos tratamientos involucran principalmente operaciones como el compostaje y la digestión anaeróbica, sin embargo, en proyectos energéticos de alto impacto la biomasa se aprovecha directamente en los rellenos sanitarios para su conversión en energía (DEFRA, 2009).

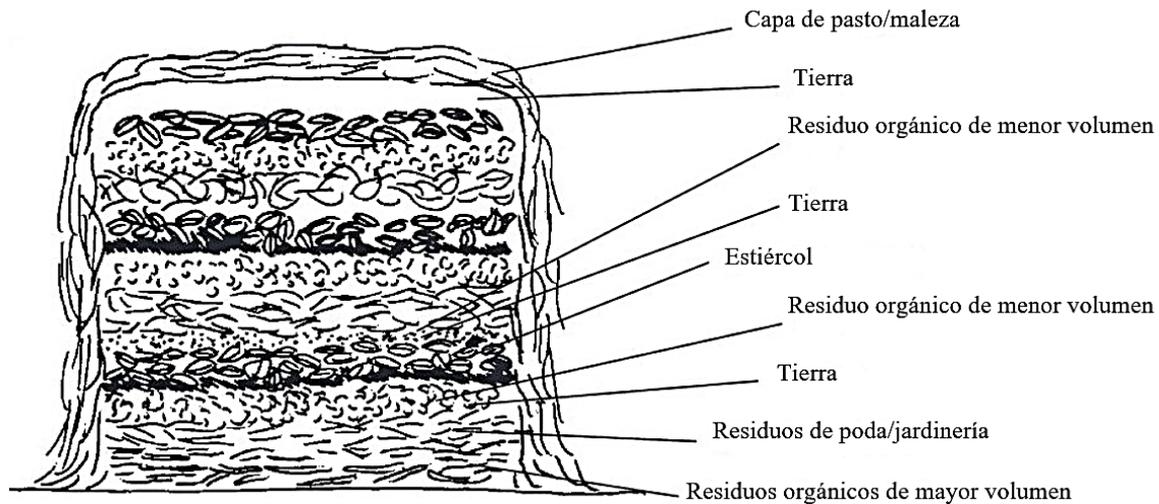
Compostaje

El compost o composta es el humus obtenido de manera natural por descomposición bioquímica al favorecer la fermentación aeróbica (con oxígeno) de residuos orgánicos. El proceso se basa en la reproducción masiva de bacterias aerobias termófilas que generan una fermentación continua con otras especies de bacterias, hongos y actinomicetos (Luo et al., 2014). El proceso requiere un control para evitar en lo posible la putrefacción de los residuos orgánicos que puede darse por exceso de agua o bien por aumentos no controlados de temperatura (Tavera & Alvarado, 2011).

El resultado del proceso de compostaje es un fertilizante orgánico con usos agrícolas y jardinería como mejorador de propiedades de suelos. Los beneficios en el uso de composta han sido ampliamente documentados, se ha encontrado que favorece la aireación y la retención de humedad y junto con las arcillas fomenta la formación de agregados más estables (Liu et al., 2020).

Por su parte, Mia et al. (2018), encontraron que la composta favorece el almacenamiento de nutrimentos y su disponibilidad para los vegetales favorece la absorción de los rayos solares. Igualmente, se han encontrado correlaciones positivas entre el uso de composta y la calidad y tamaño final de ciertos cultivos (Galicia-Villanueva et al., 2017). Existen dos técnicas predominantes para el proceso de compostaje, el método de pilas y el método en contenedores.

Figura 8. Estructura del compostaje en pilas



Fuente: elaboración propia.

El método de pilas conlleva la acumulación del material orgánico en hileras largas de aproximadamente 1.25 metros de altura y de cuatro a seis metros a lo largo de la base en donde durante todo el proceso de compostaje es necesario el volteo de los residuos para proporcionar oxígeno y facilitar la descomposición aeróbica y controlar la temperatura (Silva et al., 2014). Esta técnica es la más utilizada para la obtención de fertilizantes dado la facilidad en su conformación.

Las pilas se forman por diferentes capas de residuos orgánicos, tierra, estiércol y materia orgánica adicional (ver figura 8). Por otra parte, el compostaje en contenedores implica un sistema automatizado para el control de humedad, temperatura y riego, lo que reduce el tiempo de proceso, pero compromete la calidad del fertilizante final (Kopcic et al., 2014).

Sin embargo, aun con las ventajas para fines agrícolas de la composta y su bajo costo de elaboración, existen desventajas desde el punto de vista ambiental, toda vez que su elaboración en grandes cantidades requiere el uso de estiércol fresco, lo que implica una liberación de GEI. Si bien estas tasas de generación de GEI son menores a las obtenidas en los rellenos sanitarios, no es posible identificar a un proceso tradicional de compostaje como un sistema completamente sustentable. Aun con lo anterior, su uso es recomendado sobre todo en lugares con alta actividad agrícola.

Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es un proceso mediante el cual el material biodegradable se descompone en ausencia de oxígeno. El proceso da origen a una mezcla de gases como principal resultado complementado por una suspensión acuosa que contiene los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica (Prabhu et al., 2021).

A diferencia del compostaje, la digestión anaeróbica suele procesar residuos orgánicos domésticos complementados con residuos de industrias ganaderas como purines y lodos activados de aguas residuales domésticas e industriales. Otra diferencia importante entre el compostaje y la digestión anaeróbica es el producto final, mientras el compostaje produce fertilizantes, en la digestión anaeróbica se obtiene biogás.

La cantidad de biogás puede alcanzar los 350 litros por kg de sólidos degradables, con un contenido en metano del 70% (Acosta & Obaya, 2005). El gas obtenido es usualmente utilizado como un sustituto combustible para actividades domésticas o generadores eléctricos. La desventaja de la digestión anaeróbica en contraste con el compostaje es un mayor costo de instalación (dependiendo la capacidad) y que no es útil para fines de sustratos agrícolas reduciendo el alcance de una economía circular.

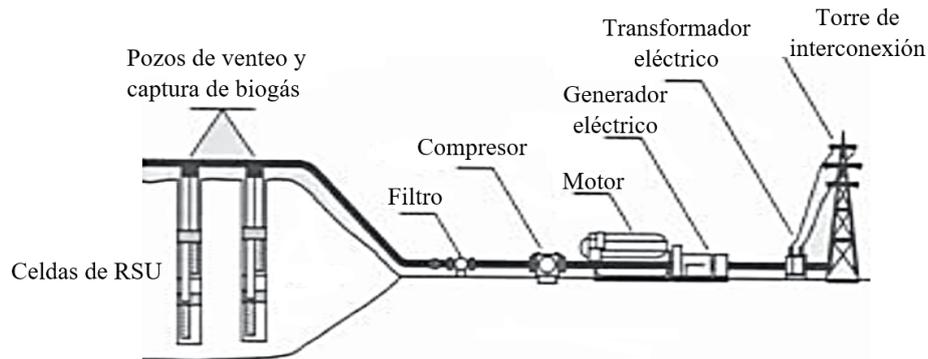
Aprovechamiento de biogás en rellenos sanitarios

El biogás se puede utilizar como fuente de energía y se puede utilizar en motores combinados de calor y energía. También se puede utilizar como sustituto del gas natural al eliminar el CO_2 del CH_4 (Scholz et al., 2012). La captura y aprovechamiento de este tipo de gas (compuesto principalmente CH_4) en los rellenos sanitarios se ha mostrado como un método viable para recuperar energía y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en diferentes países (Salomon & Silva, 2009; Münster & Meibom, 2011).

Este tipo de infraestructura consiste en un sistema de tubería interconectada a las celdas de disposición de los RSU. Esta tubería bombea el biogás mediante un compresor haciéndolo pasar por un sistema de filtración antes de alimentar el motor generador de electricidad, el cual convierte el combustible representado por el biogás en energía eléctrica y lo manda a la torre de interconexión para integrarse a la red eléctrica local (ver figura 9).

El sistema de filtración es fundamental para reducir el desgaste de los generadores electrónicos. Esto se debe a que el biogás adicional al metano y el dióxido de carbono contiene cantidades de sulfuro de hidrógeno (H_2S), un gas corrosivo, con el potencial de disminuir la confiabilidad general de cualquier planta de energía. Según Brunner & Rechberger (2015), la correcta instalación y mantenimiento constante del sistema de filtración puede reportar eficiencias superiores al 85% en el aprovechamiento del biogás.

Figura 9. Esquema general de un sistema de aprovechamiento de biogás en rellenos sanitarios



Fuente: elaboración propia.

El generador eléctrico que se puede utilizar varía en función de la capacidad del relleno sanitario. La tecnología recomendada para rellenos sanitarios con tasas de recepción de 2500 a 5000 ton/día son equipos como set de microturbinas o motores eléctricos pequeños, mientras que para tasas de recepción superiores se recomiendan equipos combinados de calor y energía. En este tipo de equipos combinados se realiza un aprovechamiento de vapor y agua residual obtenida en el proceso de conversión de energía, lo que complementa los ingresos económicos.

Otra tecnología adicional que se puede integrar en este tipo de infraestructura es un sistema de vaporización para los lixiviados. Los lixiviados, como sustancias con alto contenido de químicos tóxicos, son difíciles de valorizar desde el punto de vista energético. Sin embargo, pueden ser sujetos a procesos de desoxidación para su posterior digestión anaerobia.

De acuerdo Sediqi et al. (2021), la demanda química de oxígeno de los lixiviados de RSU puede reducirse entre 50% y 70% para su posterior aprovechamiento, por su parte Bakonyi et al. (2019) mencionan que se pueden utilizar sistemas de biohidrógeno, biogás y bioelectroquímicos para el tratamiento de lixiviados; sin embargo, señalan que para obtener una configuración de proceso bien optimizada se deben considerar altos niveles de costos operativos y de mantenimiento.

Independientemente de que se integren tecnologías para tratamiento de lixiviados en un relleno sanitario, es importante mencionar que previo a iniciar los trabajos de instalación para la captura del biogás es fundamental conducir los estudios de estimación de generación. Esto debido a que la tasa de generación puede variar significativamente dado el tiempo de operación del relleno, así como el tiempo que han pasado los RSU en las celdas. Kumar et al. (2004) indica que la producción de biogás alcanza un pico dentro de los primeros 3-6 años de la deposición de RSU, y luego disminuye lentamente hasta por 25 años o más.

Las emisiones de CH_4 de los rellenos sanitarios son complejas de medir y requieren el uso de modelos de orden cero, primer o segundo orden para la estimación. Amini et al. (2012), sugirieron que los resultados del modelo de orden cero no son confiables debido a errores rela-

tivamente altos, mientras que la aplicación de modelos de segundo orden complica el procedimiento y no mejora la precisión de los resultados.

Por lo tanto, los modelos de generación de biogás de decaimiento de primer orden (FOD) que consideran el potencial de generación de CH_4 (L_0), el contenido de carbono orgánico degradable (DOC) y la tasa de generación de CH_4 (k) se utilizan ampliamente para cuantificar la generación de biogás durante la vida útil del relleno sanitario (Krause et al., 2016). Por tanto, el primer paso para el establecimiento de proyectos de aprovechamiento de energía por biogás requiere de la estimación del potencial de generación de metano ya que este valor es el que determinará los niveles de producción de energía y las ventas asociadas.

A nivel mundial el modelo más utilizado es aquel que evalúa la constante de generación y la tasa de generación en un periodo de tiempo n que representa el tiempo de aprovechamiento del biogás en el relleno sanitario. La EPA ha desarrollado un modelo de estimación que ha sido referente para la construcción de modelos locales como el caso del modelo mexicano de biogás. Este modelo de la EPA es el modelo LandGEM (EPA, 2005) (ver ecuación 1). En donde Q_{LFG} se refiere a la cantidad de metano generado en el relleno sanitario; i representa el incremento de tiempo de un año; n es el año del cálculo-año inicial de aceptación de residuos; j es incremento de tiempo de 0,1 años; k es la tasa de generación de CH_4 (1/año); L_0 es la capacidad potencial de generación de CH_4 (pies³/tonelada); M_i es la masa de residuos sólidos eliminados en el i -ésimo año (toneladas) y t_{ij} es la edad de la j -ésima sección de la masa de residuos eliminada en el i -ésimo año (años decimales).

$$Q_{LFG} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left[\frac{M_i}{10} \right] (e^{-kt_{ij}}) \quad [1]$$

El modelo LanGEM realiza la estimación del biogás generado considerando la degradación de la materia orgánica en el relleno sanitario. Sin embargo, se basa en dos variables principales, una tasa de generación de metano constante (k) y la capacidad potencial de generación de metano de los RSU (L_0). La variable k se fija en función de la precipitación pluvial de la región geográfica en donde se ubica el relleno sanitario.

Aunque algunos estudios muestran que en los modelos FOD, los valores de k inexactos pueden generar estimaciones poco realistas de CH_4 (Scharff & Jacobs, 2006), la EPA (2005), sugiere que la constante de tasa de generación de metano k (1/año) debe fijarse en 0.04 cuando el área alrededor del relleno sanitario recibe 25 pulgadas o más de lluvia, es decir para climas templados no áridos.

Por otra parte, la variable L_0 se fija de acuerdo con el contenido promedio de humedad en la fracción orgánica de los RSU. El valor recomendado por la EPA para esta variable es de 3,204 pies³/tonelada, ya que representa la humedad típica en un flujo de RSU con características promedio. De forma complementaria el modelo puede evaluar la cantidad de biogás

asumiendo un determinado grado de eficiencia de captura, este grado se fija de acuerdo con el tipo de tecnología seleccionada, ya que hay equipos más eficientes que otros. Jo & Kim (2018) recomiendan establecer una eficiencia entre el 85% y 90% para rellenos sanitarios con características promedio. Sin embargo, es necesario enfatizar que todo proyecto de captura y aprovechamiento energético del biogás siga una estimación con parámetros particulares y acorde a las características económicas, legales y geográficas de la región (Escamilla-García et al., 2019).

Para el caso de México Bolan et al. (2013), estimaron que el país tiene una producción potencial de CH_4 en los rellenos sanitarios de 696.5 Gg/año, lo que representaría 3445 GWh/año de electricidad, si todo el CH_4 fuera aprovechado. La experiencia en países en vías de desarrollo como India, Brasil y Túnez ha mostrado que las centrales eléctricas interconectadas a los rellenos sanitarios con captura de metano pueden reportar indicadores de factibilidad económica y que la tecnología puede ser adoptada en diferentes contextos similares a México (Salomon & Silva, 2009; Ghosh et al., 2019).

Sin embargo, la viabilidad financiera viene determinada principalmente por la baja tasa de generación de biogás que es resultado de la variabilidad en el flujo de residuos orgánicos, adicionalmente la factibilidad está vinculada a la fluctuación de los precios de energéticos en cada contexto local tanto del gas natural como del kWh (Spokas et al., 2006).

Como se observó en la figura 6, la gestión de RSU en México se basa mayoritariamente en rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto que pueden ser convertidos en rellenos controlados. Si bien el uso de este tipo de infraestructura debe ser desalentada en el mediano y largo plazo, actualmente los rellenos sanitarios sin este tipo de tecnologías comprometen la mitigación de impactos ambientales particularmente por generación de GEI, por lo que es necesario implementar este tipo de proyectos.

Existen estudios que han demostrado la factibilidad de la generación de energía por biogás con tasas de recepción superiores a las 3000 ton/día y tasas de eficiencia del 85% en estados como Veracruz y Oaxaca (Cancino-Solórzano et al., 2016; Escamilla-García et al., 2019). Según informa Calabro (2009), la eficiencia de recolección que oscila entre el 80-90% es la mejor opción para la gestión de RSU en rellenos equipados con equipos de última generación, dados factores como la energía producida y las emisiones totales de CO_2 y CH_4 . Por tanto, este tipo de proyectos son altamente recomendados para establecer modelos de gestión de RSU sustentable.

No obstante, debe enfatizarse el hecho que en un esquema de gestión integral y con enfoque de sustentabilidad, no puede imperar el desarrollo de nuevos rellenos sanitarios. Para México este tipo de tecnología sería recomendable solo en los rellenos existentes y que cumplan las características técnicas para la adopción tecnológica. En otro contexto donde se inicie la planeación de nueva infraestructura, se deben favorecer sistemas de tratamiento térmico.

Tratamiento térmico de los RSU

El tratamiento térmico de RSU implica operaciones basadas en un cambio en la estructura química de los residuos. Según Chandrappa & Das (2012), los tratamientos térmicos pueden representar importantes beneficios, entre ellos: 1) el potencial de recuperación de energía; 2) reducción de volumen del contaminante; 3) desintoxicación a medida que se reformulan moléculas seleccionadas; 4) los requisitos de uso de tierra son menores en comparación con otro tipo de infraestructura. Dentro de los tratamientos térmicos utilizados para la valorización energética de los RSU se encuentra la gasificación/pirólisis y la incineración.

Gasificación/Pirólisis

La gasificación es un proceso térmico para la combustión de residuos. Este método consiste en someter los residuos sólidos a altas temperaturas (promedio de 600 °C a 650 °C) con oxígeno limitado. Esto permite una oxidación parcial del combustible limitando una combustión completa. Los productos principales son el gas de síntesis (syngas) que contiene monóxido de carbono, hidrógeno y metano y un residuo sólido de materiales no combustibles (cenizas) que contiene un nivel relativamente bajo de carbono (Mahari et al., 2021).

El syngas se compone principalmente de monóxido de carbono, hidrógeno y dióxido de carbono, y cuyo poder calorífico dependerá de la composición de los residuos de entrada al gasificador. El gas se utiliza normalmente como combustible para generar electricidad o vapor. También se puede utilizar como materia prima química básica en industrias petroquímicas y de refinación (Li et al., 2020).

Por otra parte, la pirólisis es un proceso térmico en el que los residuos orgánicos se calientan en ausencia de aire para generar una mezcla de combustibles gaseosos y líquidos con residuos sólidos inertes, principalmente carbono como material residual (Liu et al., 2014). La pirólisis se ha utilizado ampliamente para producir carbón y coque, sin embargo su aplicación como sistema de tratamiento de RSU en pequeña escala ha crecido en los últimos años (Lee et al., 2020). Su aplicación para el tratamiento de RSU ha resultado en la obtención de valiosos hidrocarburos líquidos identificados como bio-aceite o pirolítico, los cuales son una mezcla compleja de hidrocarburos oxigenados y agua (Hassen-Trabelsi et al., 2014). Estos productos se pueden utilizar directamente como combustible líquido o como fuente de materia prima química sintética.

El principal obstáculo que se ha encontrado para el crecimiento de sistemas de gasificación y pirólisis de RSU es que las instalaciones operativas de gran escala no logran producir la energía suficiente para ser económicamente rentables (Brown et al., 2013; Soka & Oyekola, 2020). Su efectividad y eficiencia ha sido demostrable solo para niveles bajos de RSU, lo cual en contraste con los montos de inversión requeridos resultan poco atractivos en comparación

a tecnologías como la incineración. Adicionalmente, este tipo de sistemas de tratamiento generan subproductos como escorias (una forma de residuo sólido), cenizas volátiles (que requiere manejo especial debido a su toxicidad) y residuos líquidos y/o aguas residuales, lo que implica igualmente sistemas de control que incrementan la inversión reduciendo aún más la rentabilidad.

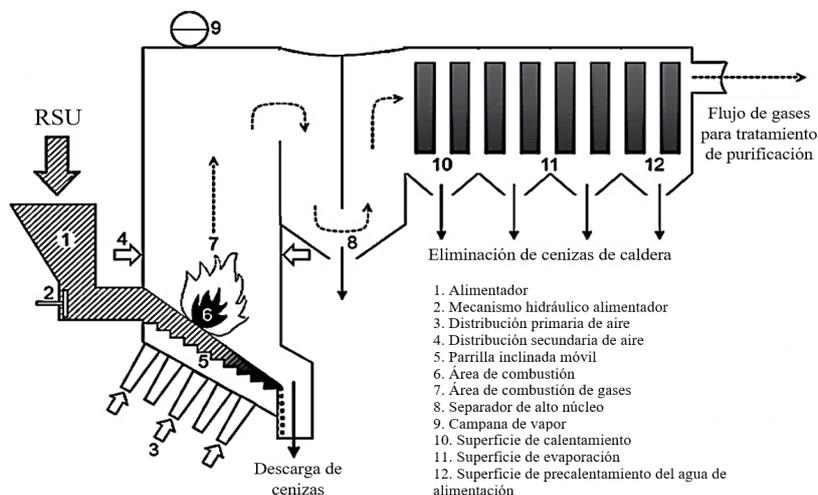
Incineración

La incineración implica la quema directa y controlada de residuos en presencia de oxígeno para generar cenizas, gases de combustión y calor que se utiliza para producir electricidad (Ofori-Boateng et al., 2013). Durante el proceso, los gases de combustión alcanzan una temperatura de al menos 850 °C durante 2 segundos para garantizar la descomposición adecuada de las sustancias orgánicas tóxicas (Ji et al., 2016).

La incineración puede reducir el volumen de sólidos hasta en un 90%, recuperar energía de forma eficaz, evitar la liberación de CH₄ y mitigar la contaminación del suelo y el agua (Gu et al., 2019). Además, los residuos sólidos del incinerador pueden considerarse inertes e higiénicamente inocuos y pueden depositarse en rellenos sanitarios sobre el suelo o mezclarse con material de construcción (Mayer et al., 2020).

Cabe señalar que la incineración no solo reporta mejores rendimientos de reducción en comparación con otras tecnologías de tratamiento de RSU (Dong et al., 2014), sino que también es una opción eficiente para abordar el problema de la escasez de fuentes de energía. En este sentido, la incineración proporciona un enfoque para hacer frente a la demanda de energía y ha ganado especial atención por una mayor tasa de recuperación de energía y menor uso de suelo (He & Lin, 2019). La cantidad de energía generada por la incineración varía según el tipo de residuo y su poder calorífico, así como del método de incineración adoptado.

Figura 10. Diagrama de flujo de proceso de incineración por parrilla móvil



Fuente: adaptado de Cyranka & Jurczyk (2016).

El método más utilizado para las plantas de incineración es la tecnología de parrilla móvil. Aunque las calderas de lecho fluidizado también se utilizan para incinerar residuos, el método de parrilla móvil tiene un uso extendido de mayor alcance, tanto solo en Europa el 87% de las plantas de incineración utilizan este método (Lombardi et al, 2015).

La tecnología de parrilla móvil implica un movimiento lento de los residuos procesados en diferentes superficies para ser objeto de diferentes procesos (ver figura 10), que incluyen secado, combustión y quemado (Cyranka & Jurczyk, 2016). El proceso de incineración consta de dos fases principales: la combustión del residuo en parrilla y la combustión de gases, al final del proceso se generan las cenizas como subproducto y los gases residuales para purificación (Makarichi et al., 2018).

Para el caso de México se estimó que en poblaciones superiores a 3 millones de habitantes y una tasa de generación per cápita de 1.3kg de RSU, se podrían generar 58.9 MW, considerando un potencial calorífico promedio de 4693.28 KJ/kg (Escamilla-García et al., 2020). Sin embargo, en dicho estudio los indicadores de rentabilidad financiera no mostraron resultados positivos.

Los resultados económicos preliminares que no muestran una factibilidad se han replicado en otras economías emergentes como China y Brasil (Xin-Gang et al., 2016; Boas da Silva et al., 2020). Estos valores negativos se deben a varios aspectos. Los proyectos de incineración requieren altos niveles de inversión de capital y grandes costos de operación y mantenimiento (O&M), adicionalmente de acuerdo con Xin-Gang et al. (2016), los costos de recolección de residuos plásticos son casi siete veces más que los costos de recolección de residuos mixtos.

No obstante, estos costos que limitan la factibilidad del proyecto pueden disminuir significativamente hasta en un 50% aplicando medidas como la integración de subsidios gubernamentales que ayuden en la financiación de proyectos, modificando los combustibles auxiliares utilizados en el proceso y limitando la infraestructura al equipamiento necesario en función de la capacidad instalada y las características de los residuos (Gradus et al., 2017; Jamas & Nepal, 2010).

Además, la tarifa de venta por MW puede aumentar bajo las condiciones que el gobierno dictamine, lo que incrementaría los flujos de efectivo. El potencial calorífico de los residuos podría aumentar si se implementa un programa de gestión que reduzca el número de intermediarios y regule los mercados negros de reciclaje. Esto resultaría en mayores flujos de RSU con alto potencial calorífico que llegarían directamente a las plantas de incineración.

Finalmente existe evidencia que demuestra que el poder calorífico en la incineración de RSU puede incrementarse significativamente incluyendo un proceso de almacenamiento previo de los residuos (Lu et al., 2019) y agregando subproductos en la incineración (Wang et al., 2020). En consecuencia, el proceso de incineración se muestra como la alternativa más viable en el mediano y largo plazo para el tratamiento sustentable de RSU en México.

Conclusiones

La generación excesiva de los RSU es una problemática que continuará en aumento sobre todo en países en vías de desarrollo. A nivel mundial se estima que para el 2050 las tasas de generación aumentarán casi a un doble del nivel actual. Por consiguiente, es imperativo el establecimiento de modelos sustentables para el tratamiento de los RSU que no sólo conduzcan a una reducción, sino que aprovechen el potencial energético.

En este documento se analizaron las tendencias mundiales y nacionales sobre los residuos y se hizo un particular énfasis en la revisión de las diferentes tecnologías WTE para el tratamiento térmico y biológico de los RSU. Para el caso de México dadas las características y el contexto actual, el desarrollo de infraestructura de captura y aprovechamiento de biogás en rellenos sanitarios resalta como una estrategia rentable a corto plazo, la que reduciría los impactos ambientales por emisiones de GEI y reportaría niveles de generación de electricidad suficientes para abastecer pequeñas poblaciones o parques industriales.

Por otra parte, la incineración de RSU resultaría la opción más adecuada en programas a mediano y largo plazo dadas las altas tasas de eficiencia y cuya capacidad instalada podría cubrir la demanda energética en poblaciones de mayor tamaño. No obstante, la selección del tipo de tecnología WTE debe seguir la conducción de estudios de factibilidad y de impacto ambiental en las poblaciones particulares para identificar la tecnología que mejor se adapte al contexto local. Independientemente de la tecnología WTE seleccionada, el sistema de gestión de RSU actual demanda modificaciones significativas para alinear las políticas públicas con los ODS y así no solo establecer modelos sustentables para el tratamiento de residuos sino también contribuir en mayor escala a la generación de energía proveniente de fuentes alternativas.

Referencias

- Acosta, Y., & Obya M. (2005). La digestión anaeróbica, aspectos teóricos parte 1. *ICIDCA*, 34 (1), 35-48.
- Amini, H., Reinhart, D., & Mackie, K, (2012). Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties. *Waste Management*, 32, 305-316. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.021>
- Bakonyi, P., Dharmaraja, J., Shobana, S., Kook, L., Rozsenberszki, T., Nemestothy, N., Banu, R., Belafi, K., & Kumar, G. (2019). Leachate valorization in anaerobic biosystems: Towards the realization of waste-to-energy concept via biohydrogen, biogas and bioelectrochemical processes. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(32), 17278-17296. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.02.028>

- Banco Mundial (2018). Población total. <https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.POP.TOTL>
- Banco Mundial (2019). Indicadores de Residuos Sólidos Urbanos. <https://lc.cx/WWH9M8>
- Bates, M., Phillips, P., Mbeng, L., Montasser, W., Nwigwe, A., & Forster, A. (2008). Key recommendations for waste management policy decision-makers: A case study of future opportunities for non-municipal waste facilities in Northamptonshire, UK. *Resources, Conservation & Recycling* 52(6), 909–919. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.01.001>
- Bees, A., & Williams, I. (2017). Explaining the differences in household food waste collection and treatment provisions between local authorities in England and Wales. *Waste Management*, 70, 222–235. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.004>
- Boas da Silva, L., Silva dos Santos, I., Mensah, J., Goncalves, A., & Barros, R. (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>
- Bolan, N., Thangarajan, R., Seshadri, B., Jena, U., Das, K., Wang, H., & Naidu, R. (2013). Landfills as a biorefinery to produce biomass and capture biogas. *Bioresource Technology*, 135, 578-587. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.135>
- Brown, T., Thilakaratne, R., Brown, R., & Hu, G. (2013). Regional differences in the economic feasibility of advanced biorefineries: Fast pyrolysis and hydroprocessing. *Energy Policy*, 57, 234-243. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.01.058>
- Brunner, P., & Rechberger, H. (2015). Waste to energy – key element for sustainable waste management. *Waste Management*, 37, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.003>
- Calabro, P. (2009). Greenhouse gases emission from municipal waste management: The role of separate collection. *Waste Management*, 29(7), 2178-2187. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.02.011>
- Cancino-Solórzano, Y., Paredes-Sánchez, J., Gutiérrez-Trashorras, A., & Xiberta-Bernat, J. (2016). The development of renewable energy resources in the State of Veracruz, Mexico. *Utilities Policy*, 39, 1-4. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2016.01.001>
- CCA (1992). Centro de Calidad Ambiental. Norma Mexicana NMX-AA-22-1985. Protección al Ambiente—Contaminación del Suelo Residuos Sólidos Municipales Selección y Cuantificación de Subproductos. (<http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa022.pdf>)

- Chandrappa, R., & Das, D. (2012). *Solid Waste Management: Principles and Practice*. Springer.
- Cyranka, M. & Jurczyk, M. (2016). Energy Recovery from Municipal Waste based on Moving Grate Technology. *Agricultural Engineering*, 20(1), 23–33. <https://doi.org/10.1515/agriceng-2016-0003>
- DEFRA—Department for Environment, Food and Rural Affairs of the UK (2009). Landfill bans and restrictions in Germany. <https://lc.cx/ByrFzs>
- Dong, J., Chi, Y., Zou, D., Fu, C., Huang, Q., & Ni, M. (2014). Energy-environment-economy assessment of waste management systems from a life cycle perspective: Model development and case study. *Applied Energy*, 114, 400–408. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.037>
- Escamilla-García, P. E., Jimenez-Castañeda, M. E., Rodriguez-Fernandez, E., & Galicia-Villanueva, S. (2019). Feasibility of energy generation by methane emissions from a landfill in southern Mexico. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22, 295–303. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00940-3>
- Escamilla-García, P. E., Camarillo-López, R., Carrasco-Hernández, R., Fernández-Rodríguez, E., & Legal-Hernández, M. (2020). Technical and economic analysis of energy generation from waste incineration in Mexico. *Energy Strategy Reviews*, 3. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2020.100542>
- EPA (2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User ‘s Guide. <https://www3.epa.gov/ttnecat1/dir1/landgem-v302-guide.pdf>
- EPA (2020). *Best Practices for Solid Waste Management: A Guide for Decision-Makers in Developing Countries*. <https://lc.cx/Nn0c5i>
- Esmailian, B., Wang, B., Lewis, K., Duarte, F., Ratti, C., & Behdad, S. (2018). The future of waste management in smart and sustainable cities: A review and concept paper. *Waste Management*, 81, 177–195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.047>
- Fei, F., Wen, Z., & De-Clercq, D. (2019). Spatio-temporal estimation of landfill gas energy potential: A case study in China. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 103, 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.036>
- Fernando, R. (2019.) Solid waste management of local governments in the Western Province of Sri Lanka: An implementation analysis. *Waste Management*, 84, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.030>
- Fletcher, C., Hooper, R., & Dunk, R. (2018). Unintended consequences of secondary legislation: A case study of the UK landfill tax (qualifying fines) order 2015. *Resources, Conservation & Recycling*, 138, 160–171.

- Galicia-Villanueva S., Escamilla-García P. E., Alvarado-Raya H., Aquino-González L.V., Serna-Álvarez H., & Hernández-Cruz L.M. (2017). Plantación experimental de nopal para evaluación de sistemas de fertilización y extracción de mucílago. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 8(5), 1087-1099. <https://doi.org/10.29312/remexca.v8i5.110>
- Ghosh, P., Shah, G., Chandra, R., Sahota, S., Kumar, H., Vijay, V., & Thakur, I. (2019). Assessment of methane emissions and energy recovery potential from the municipal solid waste landfills of Delhi, India. *Bioresource Technology*, 272, 611-615. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.069>
- Gradus, R., Nillesen, P., Dijkgraaf, E., & van Koppen, R. (2017). A Cost-effectiveness Analysis for Incineration or Recycling of Dutch Household Plastic Waste. *Ecological Economics*, 135, 22–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.021>
- Gu, T., Yin, C., Ma, W., & Chen, G. (2019). Municipal solid waste incineration in a packed bed: A comprehensive modeling study with experimental validation. *Applied Energy*, 247, 127–139. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.04.014>
- Guedes, F., Tamashiro, J., Pereira, L., & Kinoshita, A. (2021). Utilization of inorganic solid wastes in cementitious materials – A systematic literature review. *Construction and Building Materials*, 285. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122833>
- Guerrero, L., Maas, G., & Hogland, W. (2013). Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management*, 33, 220-232. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>
- Hassen-Trabelsi, B., Kraiem, T., Naoui, S., & Belayouni, H. (2014). Pyrolysis of waste animal fats in a fixed-bed reactor: Production and characterization of bio-oil and bio-char. *Waste Management*, 34, 210–218. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.019>
- He, J., & Lin, B. (2019). Assessment of waste incineration power with considerations of subsidies and emissions in China. *Energy Policy*, 126, 190–199. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.11.025>
- INECC (2018). *Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero*. <https://lc.cx/FcITGb>
- IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- Jamas, T., & Nepal R. (2010). Issues and options in waste management: A social cost-benefit analysis of waste-to-energy in the UK. *Resources, Conservation & Recycling*, 54, 1341–1352. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.05.004>

- Ji, L., Lu, S., Yang, J., Du, C., Chen, Z., Buekens, A., & Yan, J. (2016). Municipal solid waste incineration in China and the issue of acidification: A review. *Waste Management & Research*, 34(4), 280–97. <https://doi.org/10.1177/0734242X16633776>
- Jo, J., & Kim, W. (2018). Market potential of biomethane as alternative transportation fuel in South Korea. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20, 864-876. <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0646-9>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. El Banco Mundial.
- Kopcić, N., Domanovac, M., Kucić, D., & Briski, F. (2014). Evaluation of laboratory-scale in-vessel co-composting of tobacco and apple waste. *Waste Management*, 34, 323–328. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.001>
- Krause, M., Chickering, G., & Townsend, T. (2016). Translating landfill methane generation parameters among first-order decay models. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 66(11), 1084-1097 . <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1200158>
- Kumar, S., Gaikwad, S., Shekdar, A., Kshirsagar, P., & Singh, R. (2004). Estimation method for national methane emission from solid waste landfills. *Atmospheric Environment*, 38(21), 3481-3487. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.02.057>
- Kumar, A., & Agrawal A. (2020). Recent trends in solid waste management status, challenges, and potential for the future Indian cities—A review. *Current Research in Environmental Sustainability*, 2. <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2020.100011>
- Lee, D., Lu, J., & Chang, J. (2020). Pyrolysis synergy of municipal solid waste (MSW): A review. *Bioresource Technology*, 318. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123912>
- Li, Q., Faramarzi, A., Zhang, S., Wang, Y., Hu, X., & Gholizadeh, M. (2020). Progress in catalytic pyrolysis of municipal solid waste. *Energy Conversion and Management*, 226. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.113525>
- Liu, X., Li, Z., Zhang, Y., Feng, R., & Mahmood, I. (2014). Characterization of human manure-derived biochar and energy-balance analysis of slow pyrolysis process. *Waste Management*, 34, 1619–1626. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.027>
- Liu, Z., Wang, X., Wang, F., Bai, Z., Chadwick, D., Misselbrook, T., & Ma, L. (2020). The progress of composting technologies from static heap to intelligent reactor: Benefits and limitations. *Journal of Cleaner Production*, 270. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122328>

- Lombardi, L., Carnevale, E., & Corti, A. (2015). A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. *Waste Management*, 37, 26–44. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.010>
- Lu, Z., Chen, X., Yao, S., Qin, H., Zhang, L., Yao, X., Yu, Z., & Lu, J. (2019). Feasibility study of gross calorific value, carbon content, volatile matter content and ash content of solid biomass fuel using laser-induced breakdown spectroscopy. *Fuel*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116150>
- Luo, W., Yuan, J., Luo, Y., Li, G., Nghiem, L., & Price W. (2014). Effects of mixing and covering with mature compost on gaseous emissions during composting. *Chemosphere*, 117, 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.043>
- Mahari, W., Azwar, E., Foong, S., Ahmed, A., Peng, W., Tabatabaei, M., Aghbashlo, M., Park, Y., & Lam, S. (2021). Valorization of municipal wastes using co-pyrolysis for green energy production, energy security, and environmental sustainability: A review. *Chemical Engineering Journal*, 421(1). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129749>
- Makarichi, L., Jutidamrongphan, W., & Techato, K. (2018). The evolution of waste-to-energy incineration: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 91, 812–821 <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.088>
- Marshall, R., & Farahbakhsh, K. (2013). Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management*, 33, 988-1003. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>
- Mayer, F., Bhandari, R., Gäth, S., Himanshu, H., & Stobernack, N. (2020). Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany? *Science of the Total Environment*, 721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137731>
- Mia, S., Uddin, E., Kader, A., Ahsan, A., Mannan, M., Hossain, M., & Solaiman, Z. (2018). Pyrolysis and co-composting of municipal organic waste in Bangladesh: A quantitative estimate of recyclable nutrients, greenhouse gas emissions, and economic benefits. *Waste Management*, 75, 503-513. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.038>
- Moazzen, S., Wang, L., Daver, F., & Crossin, E. (2021). Environmental impact of discarded apparel landfilling and recycling. *Resources, Conservation & Recycling*, 166. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105338>

- Münster, M., & Meibom, P. (2011). Optimization of use of waste in the future energy system. *Energy*, 36, 1612-1622. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.12.070>
- OECD (2013). OECD's Work on Sustainable Materials & Waste Management. <https://lc.cx/zAAqA->
- OECD (2021). Municipal waste, Generation and Treatment. <https://lc.cx/3l51QL>
- Ofori-Boateng, C., Lee, K., & Mensah, M. (2013). The prospects of electricity generation from municipal solid waste (MSW) in Ghana: A better waste management option. *Fuel Processing Technology*, 110, 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2012.11.008>.
- PE – Parlamento Europeo (2008). Directiva 2008/98/ce sobre los residuos. <https://lc.cx/5GCd4o>
- Pillai, J., & Riverol, C. (2018). Estimation of gas emission and derived electrical power generation from landfills. Trinidad and Tobago as study case. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 29, 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2018.08.004>
- Prabhu, V., Sivaram, A., Prabhu, N., & Sundaramahalingam, A. (2021). *A study of enhancing the biogas production in anaerobic digestion*. Materialstoday Proceedings. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.12.1009>
- Qasim, M., Xiao, H., He, K., Noman, A., Liu, F., Chen, M., Hussain, D., Jamal, Z., & Li, F. (2020). Impact of landfill garbage on insect ecology and human health. *Acta Tropica*, 211. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2020.105630>
- Rada, E., Ragazzi, M., Zardi, D., & Ferrari, A. (2011). PCDD/F environmental impact from municipal solid waste bio-drying plant. *Chemosphere* 84(3), 289-295. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.019>
- Read, A. (2007). *Centenary History of Waste and Waste Managers in London and South East England*. CIWM. <https://n9.cl/olpn9>
- Salomon, K., & Silva, E. (2009). Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 33, 1101-1107 <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.03.001>.
- Santos, I., Barros, R., Geraldo, B., & Filho, T. (2020). Biogas Production from Solid Waste Landfill. *Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials*, 2, 11-19. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.10585-5>
- Scharff, H., & Jacobs, J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*, 26, 417-429. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.015>

- Scholz, M., Melin, T., & Wessling, M. (2012). Transforming biogas into bio-methane using membrane technology. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 17, 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.08.009>
- Schwanse, E. (2014). La basura: un reto y una oportunidad para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Inter Disciplina*, 2(2), 1-15. <http://dx.doi.org/10.22201/ceiich.24485705e.2014.2.46536>
- Sedighi, S., Bazargan, A., & Mirbagheri, S. (2021). Consuming the least amount of energy and resources in landfill leachate electrocoagulation. *Environmental Technology & Innovation*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101454>
- SEMARNAT (2019). Estadísticas sobre Residuos Sólidos Urbanos en México. <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/cap7.html>
- SEMARNAT (2020). Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. <https://lc.cx/zIUisC>
- SEMARNAT (2003a). *Ley General para la Previsión y Gestión Integral de los Residuos*. https://lc.cx/6aWU_P
- SEMARNAT (2003b). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003: Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. <https://lc.cx/EmB2qR>
- Silva, M., Teixeira de Lemos, L., Nunes, O., & Cunha-Queda, A. (2014). Influence of the composition of the initial mixtures on the chemical composition, physicochemical properties and humic-like substances content of composts. *Waste Management*, 34, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.011>
- Soka, O., & Oyekola, O. (2020). A feasibility assessment of the production of char using the slow pyrolysis process. *Heliyon* 6(7). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04346>
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y., & Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, 26, 516-525. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.021>
- Tavera, M., & Alvarado, H. (2011). *La Factibilidad Tecnológica para la Producción de Composta en el DF*. Instituto Politécnico Nacional.

- Wang, C., Deng, X., Xiang, W., & Yan, W. (2020). Calorific value variations in each component and biomass-based energy accumulation of red-heart Chinese fir plantations at different ages. *Biomass and Bioenergy*, 134. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105467>
- Xin-Gang, Z., Gui-Wu, J., Ang, L., & Yun, L. (2016). Technology, cost, a performance of waste-to-energy incineration industry in China. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 55, 115–130. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.137>
- Xu, Y., Xue, X., Dong, L., Nai, Y., Liu, Y., y Huang Q. (2018). Long-term dynamics of leachate production, leakage from hazardous waste landfill sites and the impact on groundwater quality and human health. *Waste Management*, 82, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.009>
- Zairi, M., Aydi, A., & Dhia, H. (2014) Leachate generation and biogas energy recovery in the Jebel Chakir municipal solid waste landfill, Tunisia. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16, 141-150.

Analysis of Waste-to-Energy (WTE) technologies and their application in Mexico

Análise das tecnologias de resíduos para energia (WTE) e sua aplicação no México

Pablo Emilio Escamilla-García

Instituto Politécnico Nacional | Ciudad de México | México

<http://orcid.org/0000-0001-6704-521X>

peescamilla@ipn.mx

peeg85@gmail.com

Doctor en Ingeniería Mecánica por la Universidad de Manchester en Reino Unido. Profesor-Investigador en el Instituto Politécnico Nacional. Sus líneas de investigación son Gestión Integral de Residuos, Energías Alternativas, Economía Ambiental y Desarrollo Sustentable.

Karla Elideth Moreno-López

Instituto Politécnico Nacional | Ciudad de México | México

<https://orcid.org/0000-0002-4094-0238>

kmorenol@ipn.mx

Maestra en Educación por la Universidad Interamericana para el Desarrollo. Profesora-Investigadora en el Instituto Politécnico Nacional. Sus líneas de investigación son Educación Ambiental, Sustentabilidad en las Organizaciones y Economía Circular.

Abstract

Mexico is a nation that faces considerable Urban Solid Waste (MSW) management problems, it generates on average more than forty-two million tons of waste. Similar to other developing countries, Mexico has not been able to establish efficient models that cope with the high generation rates and that take into account future increases due to the intensification of productive activities, but above all that guarantee a mitigation of the associated environmental impact. There is evidence of the successful application of different treatment systems in which not only the impact on the environment is reduced but also energy recovery is sought. Therefore, this document reviews the main characteristics of this type of system, particularly those that apply Waste-To-Energy technologies (Waste-To-Energy WTE). The foregoing sought to generate documented information on the current status of sustainable treatment systems that can be adapted in Mexico and countries with similar characteristics to establish management schemes aligned with the Sustainable Development Goals (SDG) and minimize environmental impact. Chapter derived from research project SIP20200392 "Economic valuation of urban solid waste for the generation of clean energy".

Keywords: waste-to-energy; municipal solid waste; WTE technologies

Resumo

O México é uma nação que enfrenta problemas consideráveis de gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), pois gera, em média, mais de quarenta e dois milhões de toneladas de resíduos. Assim como em outros países em desenvolvimento, o México não conseguiu implantar modelos eficientes para lidar com as altas taxas de geração e considerar futuros aumentos devido à intensificação das atividades produtivas, mas, acima de tudo, para garantir a mitigação do impacto ambiental associado. Há evidências da aplicação bem-sucedida de diferentes sistemas de tratamento que não apenas reduzem o impacto sobre o meio ambiente, mas também buscam a recuperação de energia. Portanto, este documento analisa as principais características desse tipo de sistema, especialmente aqueles que aplicam tecnologias de aproveitamento energético de resíduos (WTE). O objetivo foi gerar informações documentadas sobre a situação atual dos sistemas de tratamento sustentável que podem ser adaptados no México e em países com características semelhantes, a fim de estabelecer esquemas de gestão alinhados com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e minimizar o impacto ambiental. Capítulo derivado do projeto de pesquisa SIP20200392 "Avaliação econômica de resíduos sólidos urbanos para a geração de energia limpa".

Palavras-chave: transformação de resíduos em energia; resíduos sólidos urbanos; tecnologias WTE.