



## Propuesta de tratamiento de residuos como base para la gestión integral y sostenible de residuos sólidos para la ciudad de Chachapoyas

### Waste treatment proposal as a basis for the integral and sustainable management of solid waste for the city of Chachapoyas

Carlos Alberto Canelo Dávila<sup>1,2\*</sup> 

#### RESUMEN

Los residuos sólidos urbanos (RSU) de la ciudad de Chachapoyas en Perú se vierten en un vertedero no autorizado. El objetivo de este estudio fue seleccionar el tratamiento óptimo que contribuya a la gestión integral y sostenible de RSU en dicha localidad. Se realizaron tres estudios de caracterización de RSU durante el año 2020 y se hizo una preselección cualitativa de tecnologías a ser usadas para su gestión. Se establecieron seis Escenarios de tratamiento de RSU cuyas emisiones al aire y agua fueron comparadas con el software IWM-2. Con el programa Statistix 8.0, se realizó el análisis de supuestos básicos. Para el análisis paramétrico se aplicó la prueba de Fisher con el test de Tukey y para el no paramétrico la prueba de Kruskal-Wallis y comparaciones múltiples. Se evaluó la viabilidad técnica y económica de los Escenarios menos contaminantes. En la composición de residuos domiciliarios la fracción orgánica representó el 65,5%, los reaprovechables el 16,5% y los no aprovechables 17,8%. Los residuos comerciales tuvieron 41,4% de orgánicos, 37,2% de aprovechables y 21,4% de no aprovechables. Se demostró que el Escenario sin tratamiento fue el más contaminante en el 45,1 % de los parámetros ambientales, y se descartó el Escenario de incineración con recuperación energética por ser inviable técnica y económicamente. El Escenario 5 que incluyó la segregación, recolección domiciliaria, reciclaje, aprovechamiento del compost y captura de biogás fue el tratamiento óptimo seleccionado para contribuir a la gestión integral y sostenible de residuos sólidos en la ciudad de Chachapoyas.

**Palabras clave:** análisis del ciclo de vida, relleno sanitario, residuos sólidos urbanos, gases de efecto invernadero.

#### ABSTRACT

Urban solid waste (MSW) from the city of Chachapoyas in Peru is dumped in an unauthorized landfill. The objective of this study was to select the optimal treatment that contributes to the comprehensive and sustainable management of MSW in said locality. Three MSW characterization studies were carried out during the year 2020 and a qualitative pre-selection of technologies to be used for its management was made. Six MSW treatment scenarios were established whose emissions to air and water were compared with the IWM-2 software. With the Statistix 8.0 program, the analysis of basic assumptions was carried out. For the parametric analysis, the Fisher test was applied with the Tukey test and for the non-parametric analysis, the Kruskal-Wallis test and multiple comparisons. The technical and economic feasibility of the Less Polluting Scenarios was evaluated. In the composition of household waste, the organic fraction represented 65,5%, reusable 16,5% and non-usable 17,8%. Commercial waste had 41,4% organic, 37,2% usable and 21,4% non-usable. It was shown that the Scenario without treatment was the most polluting in 45,1% of the environmental parameters, and the incineration with energy recovery Scenario was discarded because it was technically and economically unfeasible. Scenario 5, which included segregation, home collection, recycling, use of compost and biogas capture, was the optimal treatment selected to contribute to the comprehensive and sustainable management of solid waste in the city of Chachapoyas.

**Keywords:** life cycle analysis, landfill, urban solid waste, greenhouse gases.

<sup>1</sup>Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas, Escuela de Pos Grado, Chachapoyas, Perú

<sup>2</sup>Gerencia Regional de Desarrollo Social, Gobierno Regional Amazonas, Chachapoyas, Perú

\*Autor de correspondencia. E-mail: ccanelounion@hotmail.com

## I. INTRODUCCIÓN

En el Perú aproximadamente el 70% de los residuos sólidos municipales se disponen en botaderos no autorizados (Orihuela, 2018) y su manejo viene generando problemas de salud (PSIRU, 2017). De los 54 rellenos con que se cuenta al año 2020, algunos no tienen la ubicación más idónea (MINAM, 2014; MINAM, 2016; USAID, 2021) y no han alcanzado un manejo integral. Los programas presupuestales financiados para mejorar la gestión de RSU han tenido deficiencias en su concepción y en los resultados (MEF, 2017).

En la Región Amazonas existen 77 áreas degradadas (OEFA, 2021), el 77% (60) de las municipalidades distritales destinan sus residuos recolectados en botaderos a cielo abierto y un 12% (9) no presta el servicio de recolección (INEI, 2015) y si bien el Gobierno Regional Amazonas mediante convenio con la Agencia de Cooperación Internacional del Japón ha construido cuatro rellenos sanitarios que funcionan desde el año 2019 en óptimas condiciones, en el distrito de Chachapoyas se ha obtenido una ponderación de seis respecto a un máximo de veinte en el ranking de cumplimiento en la gestión y manejo de residuos sólidos (OEFA, 2015).

La gestión y manejo de los RSU de la ciudad de Chachapoyas aún no contempla un método adecuado de tratamiento y/o disposición final de RSU por lo que ha sido declarada en emergencia (MINAM, 2019) y tampoco se han realizado estudios que hayan analizado comparativamente las tecnologías de tratamiento de RSU que podrían ser implementadas con miras a lograr de manera progresiva una gestión integral y sostenible de residuos (ISWM) (Anschütz *et al.*, 2004; UNEP, 2015; UN-Habitat, 2010).

La aplicación del Análisis del Ciclo de Vida (LCA) con miras a lograr la ISWM en Perú es incipiente (Vázquez *et al.*, 2019); por lo que el presente trabajo es eminentemente aplicativo y servirá de apoyo a la toma de decisión del gobierno municipal para optar por la tecnología más adecuada de tratamiento de RSU.

## II. MATERIAL Y MÉTODOS

### Población, muestra y muestreo

El ámbito de estudio fue la ciudad de Chachapoyas, en Perú, cuya población para el año 2021 fue de 39836 habitantes (MINSA, 2021). La población del número de viviendas, establecimientos comerciales y puestos de venta en mercados fue de 9664, 413 y 254 respectivamente según información que fue obtenida de los registros de la Municipalidad Provincial de Chachapoyas. Se calculó el tamaño de las muestras con la metodología establecida por Sakurai (1983) y Cantanhede *et al.* (2006) y se realizaron los muestreos en los meses de abril, agosto y diciembre (Momentos M1, M2 y M3) del año 2020,

### Estudio de caracterización de los RSU

Se tomó como referencia la Guía para la Caracterización de Residuos Municipales del (MINAM, 2018) y la Guía para el Cumplimiento de la Meta 06 para ciudades principales tipo B (MEF, 2017). Se realizó tres estudios de caracterización que se correspondieron con los Momentos en que se obtuvieron las muestras.

### Variables de estudio

La Variable 1 fue el Tratamiento de Residuos Sólidos que fue definido en función a seis Escenarios.

*Escenario 1.- Botadero (sin ningún uso de tecnología de tratamiento).*

Datos: población de 39836 habitantes; generación de RSU domiciliarios y comerciales en M1, M2 y M3, sistema de recolección puerta a puerta y consumo de combustible de 44491 l/año de los cuales el 10% fue gasolina.

*Escenario 2*

Difiere del Escenario 1 en que se estableció la recuperación de gas y lixiviado de un relleno sanitario. Datos: 90% de gas recuperado; 100% de energía recuperada; 30% de eficiencia de generación eléctrica; 95% de lixiviado recuperado y 95% de eficiencia en el tratamiento.

*Escenario 3*

Está basado en el Escenario 3 pero incluye reciclaje en puntos verdes (las personas llevan los reciclables a puntos de recolección). Datos: 10 km de distancia

entre el almacén central y puntos verdes; cantidad de reciclables recuperada en los puntos verdes: papel = 30 kg/casa/año; vidrio = 7 kg/casa/año; metal Fe = 6kg/casa/año; metal no Fe = 1 kg/casa/año y plástico duro = 7kg/casa/año.

#### Escenario 4

Tomó como base el Escenario 2 y considera la segregación de los residuos en el hogar, un sistema de recolección de puerta a puerta y transporte a un centro de reciclaje. Datos: recolección del 50% de papel, vidrio, metal y plástico duro; pérdida de 8% de materiales por impureza en el centro de reciclaje y distancia de 10 km a la planta procesadora.

#### Escenario 5

Reciclaje y compostaje. Tomó como base el Escenario 4. Datos: reciclaje del 70% de residuos comerciales de papel, latas, vidrio y plástico duro que es transportado al centro de reciclaje; los residuos orgánicos son reciclados en un 20% mediante compostaje; 10 km de distancia promedio de traslado de residuos comerciales; 50% de pérdida de masa de compostaje y 10 km de distancia al relleno sanitario.

#### Escenario 6

Reciclaje, compostaje e incineración. Tomó como base el Escenario 5 e incluyó la incineración de una fracción de los residuos. Datos: 50% de los residuos luego del reciclaje y compostaje es incinerado; uso de un solo incinerador; la eficiencia de recuperación energética en forma de electricidad fue de 20%; 10 km de distancia del incinerador al relleno sanitario; 90% de recuperación de metales ferrosos; las cenizas generadas por la incineración no fueron reusadas; 95% de recuperación de lixiviados de residuos peligrosos y la eficiencia de tratamiento de los lixiviados es de 95%.

La Variable 2 fue la Gestión Integrada y Sostenible de Residuos que fue definida mediante el instrumento de evaluación rápida desarrollada por Whiteman *et al.* (2016) y la matriz de apoyo a la toma de decisiones propuesto por la GIZ (2017).

#### Comparación de emisiones en los escenarios y momentos

Con los datos de cada uno de los tres estudios de carac-

terización de residuos se comparó las emisiones en aire y agua entre los escenarios propuestos y los momentos según la metodología de análisis de ciclo de vida (LCA) mediante el programa Integrated Solid Waste Management (IWM-2) según McDougall *et al.* (2008). Con el programa Statistix 8.0 se realizó el análisis de supuestos básicos de normalidad, independencia, homogeneidad y aditividad por medio de las pruebas de Wilk-Shapiro, Rachas, Bartlett y Tukey, respectivamente. Para el análisis paramétrico se aplicó la prueba de Fisher con el test de Tukey y para el no paramétrico la prueba de Kruskal-Wallis con el de comparaciones múltiples.

#### Comparación de costos

Se realizó una búsqueda de costos de plantas de incineración de diversas escalas de tratamiento de RSU y se comparó con los costos de inversión del expediente técnico de un proyecto de construcción actual del relleno sanitario para la ciudad de Chachapoyas.

### III. RESULTADOS

La generación de RSU domiciliarios y comerciales en M1, M2 y M3 fue de 164; 125.1 y 228.1 kg/pers/año así como de 445, 513 y 518 t/año respectivamente. Los RSU domiciliarios de la ciudad de Chachapoyas tuvieron un mayor porcentaje de residuos orgánicos (65,5%) en relación con los residuos comerciales (41,4%) y los reaprovechables en los de tipo comercial fueron mayores a los domiciliarios, con valores de 37.2 versus 16,1% respectivamente tal como se observa en la Tabla 1 S.

Como solamente el  $\text{NH}_4^+$  y el  $\text{Cl}^-$  cumplieron con los cuatro supuestos básicos tanto en las emisiones en aire como en agua respectivamente, se les aplicó el análisis de varianza paramétrico y en el resto de las variables se utilizó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal – Wallis.

Al estudiar las emisiones al aire en relación con el factor Momento, para 23 variables no se detectaron diferencias estadísticamente significativas, mientras que para 1 variable (Mn) si se evidenció diferencias significativas, siendo en los Momentos 2 y 3 en los

cuales se observaron mayores y menores valores de emisión en aire respectivamente. En el factor Escenario, para 10 variables no se detectaron diferencias estadísticamente significativas, mientras que para 14 variables si se evidenciaron diferencias significativas, siendo los Escenarios 1 así como en 6 y 5, donde se observaron mayores y menores valores de emisión en aire respectivamente (Tablas 2S y 3S).

El análisis de las emisiones al agua respecto al factor Momento factor Momento estableció que para 25 variables no se detectaron diferencias estadísticamente significativas, mientras que para 2 variables (cloruro y fierro) si se evidenciaron diferencias significativas, siendo los Momentos 3 y 2, donde se observaron mayores y menores valores de emisión en agua respectivamente. En el factor Escenario, para 16 variables no se detectaron diferencias estadísticamente significativas, mientras que para 11 variables si se evidenciaron diferencias significativas, siendo los Escenarios 1 y 6 donde se observaron mayores y menores valores de emisión en agua respectivamente (Tablas 4S y 5S). El cambio de contaminantes entre los Escenarios 1 y 5 se puede observar en la Tabla 6S. El consolidado de la comparación de costos mínimos entre el uso de un relleno sanitario y una planta de incineración se observa en la Tabla 7S.

#### IV. DISCUSIÓN

Los estudios de caracterización de RSU en la ciudad de Chachapoyas mostraron que la composición de los residuos domiciliarios y comerciales están constituidos principalmente por residuos orgánicos en un porcentaje promedio de 65,5% y 41,4% respectivamente. La proporción orgánica en residuos domiciliarios analizada es similar al 69,03% en Chimbote (Quillos *et al.*, 2018), 70,65% en Trujillo (Boggiano, 2021) y mayor al promedio de 50% para América Latina (ONU, 2018). Esta fracción orgánica puede ser usada como una alternativa de cobertura diaria en el relleno sanitario por sus beneficios en la disminución de GWP, eutrofización y acidificación o como compost por generar menor potencial de agotamiento de recursos

abióticos y demanda acumulada de energía fosil (Sardarmehni *et al.*, 2021).

La generación per cápita encontrada de 0,47 kg/hab/día es menor a lo registrado por el Sistema Nacional de Información Ambiental para Amazonas y el Perú con 0,52 y 0,57 kg/hab/día respectivamente (SINIA, 2020). La fracción aprovechable de los residuos domiciliarios fue de 16,1% y la no aprovechable fue de 18,4%. En los residuos comerciales los aprovechables representaron el 37,2% y los no aprovechables 21,4%. En el presente estudio el sistema de clasificación es básico, pero se puede realizar investigaciones para su optimización según el destino de los mismos (Zhang *et al.*, 2021a) e incluyendo el rol de los recolectores informales en la disminución de GWP (Botello *et al.*, 2018).

Como las muestras fueron tomadas durante la pandemia causada por el SARS-CoV-2 (coronavirus del síndrome respiratorio agudo severo - COVID-19), es probable que se hayan producido algunas variaciones en cuanto a la composición de los RSU (DP, 2020); pues se cree que las cuarentenas y bloqueos probablemente hayan modificado el comportamiento de los consumidores, incrementado la demanda de servicios de entrega de alimentos a domicilio, el volumen de envases de plásticos (Liang *et al.*, 2021) y los productos de un solo uso como los guantes, máscaras y equipos de protección personal (Leal *et al.*, 2021; Benson *et al.*, 2021) cuyo balance neto pudo haber variado, ya que en algunas ciudades la generación de residuos comerciales disminuyó pero aumentó en los hogares.

La preselección cualitativa de tecnologías de tratamiento en base a la matriz de apoyo a la toma de decisiones nos permitió determinar que el relleno sanitario tenía que ser evaluado a nivel ambiental y económico, pues en las tecnologías como pirólisis y gasificación, digestión anaeróbica e incineración no existe experiencia técnica ni administrativa para su operación, la segregación es mínima lo que afecta su viabilidad, no se cuenta con rellenos de seguridad, el marco regulatorio es prácticamente nulo y el mercado, mecanismos de financiamiento y la sostenibilidad financiera no son factibles.

Se comprobó la utilidad de la metodología de LCA en la selección de mejores prácticas de gestión de RSU, cuyos resultados dependen fundamentalmente de la metodología empleada, la calidad de los datos y la consistencia de los análisis (Iqbal *et al.*, 2020), no obstante, a que el 93% del total de países no han publicado un solo estudio de LCA sobre la gestión de RSU (Khandelwal *et al.*, 2019). Existen desafíos para que el LCA pueda evaluar las tecnologías emergentes con datos reales que por ahora generalmente no están disponibles al público (Dastjerdi *et al.*, 2021).

Con el análisis de varianza y prueba HSD de Tukey así como la prueba de Kruskal – Wallis y comparaciones múltiples según los supuestos estadísticos estudiados, se probó la hipótesis nula para las emisiones en aire de los Momentos M1, M2 y M3 correspondiente a 23 de los 24 parámetros estudiados (95,8%), siendo que sólo el Mn se produjo en la ciudad de Chachapoyas en cantidades que se consideran diferentes ( $p < 0,05$ ). También en las emisiones en agua para los Momentos M1, M2 y M3 se confirmó la hipótesis nula en 25 de las 27 variables (92,6%), habiéndose encontrado diferencia significativa sólo en las variables Cl y Fe. Es decir, para el factor Momento, de los 51 parámetros ambientales estudiados, 48 (94,1%) no presentaron cambios significativos, lo que significa que durante los tres Momentos de haber obtenido las muestras de RSU, los contaminantes en las emisiones de aire y agua se mantiene en valores similares. Estos resultados son los esperados en el planteamiento investigativo realizado.

Mediante las pruebas estadísticas antes mencionadas las emisiones en aire en el factor Escenarios tuvieron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) en el 58,3% de los parámetros (14 de 24). Del mismo modo los cambios en los valores de emisiones al agua han sido estadísticamente significativos para el 42,3% de los parámetros (11 de 26) en los Escenarios estudiados. Al comparar el porcentaje del total de parámetros de emisiones con significancia estadística queda claramente evidenciado que en el factor Emisiones el 49% (25 de 51) de los parámetros cumplen la hipótesis

alternativa y sólo un 5,9% (3 de 51) del factor Momento lo cumplen. Estos resultados nos permitieron prescindir del factor Momento y optar por el factor Emisiones en la propuesta de Escenarios para la selección del tratamiento de RSU para la ciudad de Chachapoyas.

El Escenario 1 (sin ningún tipo de tratamiento de residuos) es el que genera mayor cantidad de emisiones contaminantes según el 33,3% (17 de 51) de los parámetros ambientales analizados. En el caso del Escenario 6 (incineración) si bien la preselección cualitativa los descartó como potencial tecnología a implementar, se decidió evaluarlo ambientalmente para contar con mayores elementos de decisión. Los Escenarios 5 y 6 son los que presentan menores emisiones de contaminantes para el 33,3% (17 de 51) y 23,5% (12 de 51) de los parámetros evaluados respectivamente.

Se determinó que los gastos de inversión para el Escenario 6 son muy elevados en relación al Escenario 5; ya que el costo de inversión para un relleno sanitario fue de 327 USD/t en comparación con el costo de inversión para una planta de incineración de tamaño pequeño, que en el mejor de los casos se ha reportado de 1800 USD/t, con variaciones que pueden disminuir cuando la generación anual de RSU sea a mayor escala (es decir, de al menos 4 hasta 60 veces según lo analizado). Además, la pequeñísima cantidad de residuos generados en la ciudad de Chachapoyas aptos para incineración fue en promedio 3680 t/año (7,4% del mínimo de 50000 t/año requerido) y muy lejos del ideal que es mayor a 100000 t/año (GIZ, 2017). Si bien hay experiencias de plantas de incineración y generación eléctrica relativamente pequeñas como de 32400 t/año (Liu *et al.*, 2020), se ha demostrado que aún en poblaciones de más de dos millones de habitantes en ciudades de México, los proyectos tienen valores presentes netos y tasas internas de retorno negativas, aun cuando tienen un buen potencial energético (Escamilla *et al.*, 2020). Para nuestro caso el tamaño de la planta requerida sería tan pequeña que no sería rentable ni eficiente, pues ya ha sido demostrado que la eficiencia termodinámica y tecnológica de este tipo de plantas se ve afectada significativamente por su tamaño (Bogale y

Viganò, 2014). Si bien la conversión de residuos a energía mediante incineración, pirólisis y gasificación resultan con beneficios ambientales netos, estos operan 2000 t/día de desechos residuales, lo cual solo aplica a ciudades metropolitanas (Dong *et al.*, 2019).

Si bien en todos los Escenarios de emisiones no hubo diferencia significativa respecto al potencial de calentamiento global (GWP); en el Escenario 5 el impacto ambiental de una tonelada de RSU por año en relación con las emisiones al aire contribuyó con un GWP de aproximadamente 149-209 kg equivalente a CO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y N<sub>2</sub>O combinados, seguido de 38 a 154 kg de CO<sub>2</sub>-eq ( $p = 0,2215$ ) y con una acidificación por SO<sub>x</sub> ( $p = 0,0725$ ) y eutrofización con PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ( $p = 0,057$ ) prácticamente nula. Estos valores están muy por debajo a lo reportando por Ferronato *et al.* (2021a) con 341 a 552 kg CO<sub>2</sub>-eq, 0,4468 a 0,5901 kg SO<sub>2</sub>-eq y 0,1791-0,1799 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-eq y a los 623 kgCO<sub>2</sub>-eq y a las emisiones de S<sub>02</sub> de por vida de 0,26 kg estimados por (Rabl y Spadaro, 2015). Los contaminantes que tuvieron variación significativa en aire fueron el As, CH<sub>4</sub>, CO, Cd, Cu, H<sub>2</sub>S, HC Clorado, Hg, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, HC total y Zn.

Al comparar el Escenario 5 con respecto al Escenario 1, se demostró que el promedio anual en kg por tonelada de RSU de las emisiones de CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub>, H<sub>2</sub>S, HC total y HC clorado en el aire disminuyeron en 91,9%; 152,1%; 91,1% y 89,7% respectivamente. La reducción del CH<sub>4</sub> cobra especial importancia ya que el biogás está constituido principalmente de CH<sub>4</sub> (60%) y CO<sub>2</sub> (35-40%) y trazas de NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S, H<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub> y CO (Abdeshahian *et al.*, 2016) y en el hecho que su GWP es 34 veces mayor que el CO<sub>2</sub> en un periodo de 100 años (Myhre *et al.*, 2013). La disminución de GWP de 87,4% en el Escenario 5 concuerda con lo estudiado por Ferronato *et al.* (2021b) quienes encontraron que un sistema de recolección eficiente puede reducir el GWP y potencial de eutrofización en aproximadamente 75% y 55% respectivamente. También Ziegler-Rodríguez *et al.* (2019) hallaron que el uso de un relleno sanitario con la quema de biogás puede reducir el GWP entre 50% y 76% lo cual es conveniente si consideramos que la emisión de los GEI en los primeros 5

años es menor en zonas andinas y los Escenarios con sistema de captura y combustión de biogás resultó menos contaminante y adecuado para países en desarrollo (Caicedo *et al.*, 2021). Hubo un incremento significativo en aire de Cu y Pb; sin embargo se puede afirmar que estos contaminantes por las pequeñas cantidades emitidas no superaron los valores máximos de concentración permitidos.

En las comparaciones de las emisiones al agua entre el Escenario 5 y el 1, se evidenció un incremento significativo de los TOC y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a valores de 0,0730 y 0,0225 kg/t respectivamente; pero hubo una disminución significativa en los contaminantes AO<sub>x</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, COD, Cd, CN<sup>-</sup>, FI y HC Clorado, lo cual resulta muy importante ya que la contaminación de agua subterránea por lixiviados no tratados puede darse por Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn así como por Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fenol y DQO (Mor *et al.*, 2006) y microplásticos tales como polietileno, polipropileno y poliestireno (Nurhasanah *et al.*, 2021) que pueden servir de vehículos de otros contaminantes tales como metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados, perfluoroalquilos y sustancias polifluoradas (Golwala *et al.*, 2021). La relación de BOD/COD en el Escenario 5 fue de 0,042 (< 0,01) lo que indicó que el lixiviado tuvo concentraciones bajas de ácidos grasos volátiles y cantidades relativamente más altas de compuestos húmicos y fúlvicos (Kjeldsen *et al.*, 2002). El aumento significativo de pequeñas trazas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> indicó toxicidad en el lixiviado lo que implica la realización de futuros estudios para determinar su relación con las comunidades microbianas del relleno sanitario (Naveen *et al.*, 2021) y conocer el contenido de metales pesados en los sedimentos y los sólidos en suspensión (Xaypanya *et al.*, 2018).

En los modelamientos la generación total de biogás en la ciudad de Chachapoyas no proporcionó suficiente gas para abastecer el funcionamiento, al menos parcial, de un incinerador, aún cuando la eficiencia de recolección establecida fue de 90%, ya que este tipo de tecnologías podrían ser reales para ciudades de más de 100 mil habitantes (Posada, 2020), pues un sistema de

recuperación de energía puede activarse cuando la generación de biogás recolectada es mayor  $10\text{m}^3/\text{min}$  por al menos un año (Wang *et al.*, 2021) ya que el poder calorífico del gas residual es menor que el industrial producido en refinerías (de Oliveira *et al.* 2017).

Por las proyecciones realizadas de las emisiones en aire y agua así como por los costos de escala y porque en un solo día de funcionamiento con una incineradora se agotaría la disponibilidad de los residuos a tratar, la propuesta de tratamiento óptimo seleccionada para contribuir a la gestión integral y sostenible de RSU en la ciudad de Chachapoyas fue el Escenario 5 cuya simulación incluyó la disposición en un relleno sanitario con una alta eficiencia de recolección y recuperación de gas de 90% y 75% respectivamente y una composición de más de 40% de carbono fósil (Anshassi *et al.*, 2021). El reaprovechamiento y compostaje lograrían que las bajas cantidades de fracciones biodegradables reduzcan las emisiones contaminantes y las tasas de producción de lixiviados (Sauve y Van Acker, 2020). Se puede optar por la construcción de un relleno sanitario semianaeróbico por su mejor eficiencia de estabilización y seguridad en comparación con uno de tipo anaeróbico (Grossule y Lavagnolo 2017; Adam *et al.*, 2017; Madon *et al.*, 2019), con un sistema de recirculación que tendría un efecto positivo en la tasa de degradación de residuos sólidos, en la cantidad de lixiviados y en la disminución de las emisiones de  $\text{NH}_4^+$  (Šan y Onay 2001; Bilgili, 2007). Así mismo la propuesta realizada cumple con lo establecido en el Decreto Legislativo N° 1278 – Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos y sus modificatorias y el artículo 41° del Decreto Supremo N° 014-2017-MINAM; para su implementación se tendría que cumplir con la Resolución Ministerial N° 165-2021-MINAM que aprueba la guía para la identificación de zonas potenciales para la infraestructura de disposición final de residuos sólidos municipales, con la Resolución Ministerial N° 144-2021-MINAM que aprueba la guía para la formulación y evaluación de instrumentos de gestión ambiental para las infraestructuras de residuos sólidos,

los estándares de calidad ambiental para aire, agua y suelo aprobados con los Decreto Supremos N° 003, 004 y 011-2017-MINAM respectivamente.

La propuesta realizada requiere para su funcionamiento operaciones más limpias y seguras, una cultura de valoración, uso y sostenibilidad, cuya implementación requiere de un proceso multidimensional e interdisciplinario que debe comprender las consideraciones sociopolíticas, preocupaciones ambientales, capacidades económicas y los avances tecnológicos. El beneficio ambiental de la implementación de un sistema integrado de gestión de residuos sólidos para reemplazar el uso exclusivo de un botadero, relleno sanitario o incineración ha sido estimado en una disminución de GWP de 33% a 154% (Zhang *et al.* 2021b), lo cual resulta conveniente si consideramos que los rellenos sanitarios contribuyen con el 11% del total de  $\text{CH}_4$  antropogénico en el mundo (EPA, 2012).

Si bien la contaminación ambiental del aire incluye diversas fuentes como material particulado urbano que proviene del tráfico, actividades industriales, quema de combustibles domésticos, fuentes humanas diversas, polvo natural y sales (Karagulian *et al.*, 2015) los beneficios de la reducción de emisiones mediante la implementación del Escenario 5 favorecería la salud a largo plazo ya que los procesos biológicos que subyacen a los efectos adversos para la salud pueden tardar años en evidenciarse pues están asociados con una compleja matriz de factores genéticos, ambientales, biológicos, determinantes sociales y estilos de vida (Graham y White, 2016) y estarían conexos por ejemplo a la disminución de molestias olfativas (Chemel *et al.*, 2012), reducción de enfermedades (Gowers *et al.*, 2021) y del riesgo de mortalidad no accidental asociada al estrés oxidativo en la sangre, vías respiratorias (Pinault *et al.*, 2017) y a los efectos cardiovasculares dependientes de la concentración de material particulado (Orach *et al.*, 2021) que puede contener carbono elemental y orgánico, metales como el Cu y Zn, elementos inorgánicos, hidrocarburos poliaromáticos y material biológico, los cuales estimulan la generación de reacciones de nitrógeno y

oxígeno (Molina *et al.*, 2020 y Crobeddu *et al.*, 2017). La exposición ante PM 2,5 a largo plazo ha sido causante del 7,6% de mortalidad total en el mundo y del 4,2% de los años de vida ajustados por discapacidad (Cohen *et al.*, 2017), incluso con valores de concentración por debajo de los niveles normados (Di *et al.*, 2017), por eso los contaminantes del aire se consideran un factor de riesgo asociado a muchas enfermedades de tipo autoinmune y neurodegenerativas como el Alzheimer y el Parkinson (Jankowska *et al.*, 2021), enfermedades pediátricas como la obesidad, trastornos del neurodesarrollo, partos prematuros, bajo peso al nacer, pérdida del coeficiente intelectual y cánceres pediátricos (Brumberg *et al.*, 2021); por lo que una gestión adecuada de los RSU como parte de las políticas ambientales ante el cambio climático favorecería la generación de co-beneficios a los ecosistemas y a la salud que serían mayores si los comparamos con los costos de mitigación (Markandya *et al.*, 2018).

En la presente investigación no se realizó un abordaje de la dimensión social de los Escenarios de tratamiento de residuos sólidos, ya que para ello es necesario que el tipo de tratamiento haya sido desarrollado en un proyecto de ingeniería y se haya seleccionado el lugar de su funcionamiento (etapa que no corresponde a nuestro trabajo). Por ejemplo, para establecer el número de empleados que se necesitarían se requiere que el sistema de manejo y gestión esté por lo menos diseñado y en funcionamiento; para el caso de estimar la percepción social se tendría que evaluar el nivel de satisfacción de la población y su nivel de participación en las tareas de manejo de residuos; en lo concerniente a estudiar el riesgo a la salud de la población dependerá de la magnitud de la exposición a los residuos según la tecnología adoptada, el manejo que se aplique, la segmentación del paisaje y los impactos visuales que cause, en términos cualitativos y en lo concerniente a la seguridad pública se tendría que tener datos de valorización de los residuos y la cantidad real de residuos enviados a disposición final en términos porcentuales. Entonces, para poder realizar un estudio de la dimensión social se requiere información técnica y operativa

del sistema en marcha, para que se pueda realizar encuestas públicas, comunicaciones personales con los actores involucrados y mediciones operativas, lo que no es factible en esta etapa de investigación

El presente estudio nos muestra una perspectiva de la aplicación del LCA en la gestión de RSU y puede ser el inicio de futuros desafíos que se apliquen para identificar, evaluar y diagnosticar los diferentes tipos de manejo y gestión de los RSU, para ello los investigadores podrán seleccionar las áreas de intervención, el alcance de los estudios, las unidades funcionales, sensibilidad, incertidumbre, la normativa ambiental aplicable, las categorías de impacto, los modelos computacionales, escenarios, sistemas de prevención o mitigación de los impactos que afectan la salud humana, los ecosistemas o los recursos naturales y propuestas de gestión; pero un aspecto fundamental será la necesidad de contar con información primaria del flujo de residuos específicos, proceso que es lento y costoso, pero que de manera progresiva se deberá ir consiguiendo si lo que pretendemos alcanzar es la gestión integral y sostenible de los RSU en nuestro país.

## V. CONCLUSIONES

Los estudios de caracterización de los RSU de la ciudad de Chachapoyas establecieron que la composición orgánica de los residuos domiciliarios y comerciales fue de 65,5% y 41,4% respectivamente. Los residuos reaprovechables domiciliarios representaron en promedio del total: papel 6%, vidrio 2,4%, plástico 3,5% y textiles 1,2% y para los domiciliarios: papel 23,1%, vidrio 1,2%, metal 3,5%, plástico 7,6% y textiles 1,7%. Se demostró que en la situación actual (Escenario 1) se generó más emisiones contaminantes en el aire y agua según el 45,1 % (23 de 51) de los parámetros ambientales estudiados tanto en aire (Ar, CH<sub>4</sub>, Cd, H<sub>2</sub>S, HC clorado, N<sub>2</sub>O, NOX, HC total y Zinc) como en agua (Cl<sup>-</sup>, AOX, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, COD, Cd, CN<sup>-</sup>, FI y HC clorado). El Escenario 6 (que incluye una planta de incineración) es inviable técnica y económicamente ya que la generación de RSU aptos para aplicar esta tecnología sólo cubre el 7,4% de lo mínimo requerido y los costos

de inversión resultan por lo menos 6 veces más caros en comparación al Escenario 5 (contempló un relleno sanitario) sin considerar que el tamaño de escala de una hipotética planta sería de 4 hasta 60 veces más pequeña que las experiencias internacionales, lo cual incrementaría los costos de inversión.

El tratamiento óptimo seleccionado para contribuir a la gestión integral y sostenible de RSU en la ciudad de Chachapoyas es el Escenario 5 que comprende la disposición en un relleno sanitario, con segregación en los hogares, con un sistema de recolección de puerta en puerta, centro de reciclaje y generación de compost ya que generó menos emisiones contaminantes en el 33,3% (17 de 51) de los parámetros analizados tanto en aire (Ar, CH<sub>4</sub>, CO, Cd, H<sub>2</sub>S, HC clorado, Hg, N<sub>2</sub>O, NOx, HC total y Zn) como en agua (AOx, COD, Cd, CN, FI y HC clorado).

## VI. RECOMENDACIONES

Para la selección del lugar de ubicación de la infraestructura del relleno sanitario se debe identificar y priorizar los criterios socioeconómicos, físicos y ambientales, previa consideración de las opiniones de los actores sociales pudiendo emplearse el método Delphi, la teoría de Shannon o la metodología de agrupación de Gray. Para la elección del lugar más adecuado se puede emplear alguno de los métodos de apoyo a las decisiones de manera individual o combinada con Sistemas de Información Geográfica, LCA o la teoría difusa (Canelo 2021).

Es importante aprobar la ejecución de proyectos de tratamiento de RSU solo cuando se tenga un diseño conceptual claro a nivel de ingeniería, teniendo cuidado de considerar contingencias desde por lo menos el mediano plazo.

Promover el desarrollo de modelos de evaluación de la gestión municipal de RSU mediante la selección, adaptación o elaboración de indicadores medibles y comparables que prioricen las materias de sostenibilidad, desempeño, eficiencia y eficacia.

Realizar estudios para cuantificar los múltiples impactos medioambientales, económicos y sanitarios a

causa de la contaminación del aire como línea base para establecer políticas ambientales y energéticas como punto de partida para mejorar nuestra capacidad predictiva sobre los impactos en los ecosistemas terrestres, el clima y la salud humana local.

## VI. AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Helmut Yabar, profesor asociado de la Universidad de Trucaba en Japón, por facilitarme información de sus clases para el manejo del aplicativo Integrated Solid Waste Management.

## VII. CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores participaron en la conceptualización, metodología, investigación, redacción del manuscrito inicial, revisión bibliográfica, y en la revisión y aprobación del manuscrito final.

## VIII. CONFLICTO DE INTERESES

El autor declara no tener conflicto de intereses.

## IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdeshahian, P., J. S. Lim, W. S. Ho, H. Hashim, y C. Tin Lee. 2016. "Potential of biogas production from farm animal waste in Malaysia". *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 60: 714-723.
- Adam, N. H., M. S. Yusoff, y H. A. Aziz. 2017. "Biodegradability of semi-aerobic leachate". *AIP Conference Proceedings* (01): 040010,
- Anschütz J., J. IJgosse, y A. Scheinberg. *Putting integrated sustainable waste management into practice. Using the ISWM Assessment Methodology*. Gouda (Países Bajos): WASTE.
- Anshassi, M., H. Sackles, y T. Townsend. 2021. "A review of LCA assumptions impacting whether landfilling or incineration results in less greenhouse gas emissions". *Resources, Conservation and Recycling* 174: 105810,
- Benson, N. U., D. E. Bassey, y T. Palanisami. 2021. "COVID pollution: impact of COVID-19 pandemic on global plastic waste footprint".

- Heliyon* 7 (2): e06343.
- Bilgili, M. S., A. Demir, y B. Özkaya. 2007. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of hazardous materials* 143 (1-2): 177-183.
- Bogale, W., y F. Viganò. 2014. "A preliminary comparative performance evaluation of highly efficient Waste-to-Energy plants efficient Waste-to-Energy plants". *Energy Procedia* 45: 1315-1324.
- Boggiano, M. L. D. 2021. "Diagnóstico y caracterización de los residuos sólidos domiciliarios de a ciudad de Trujillo – Perú, 2019-2020". *Revista Ciencia y Tecnología* 17 (3): 61-72.
- Botello, J. E., P. Rivas García, L. Fausto Castro, A. Estrada Baltazar, y R. Gomez Gonzalez. 2018. "Informal collection, recycling and export of valuable waste as transcendent factor in the municipal solid waste management: A Latin-American reality". *Journal of Cleaner Production* 182: 485-495.
- Brumberg, H. L., C. J. Karr, A. Bole, S. Ahdoot, S. J. Balk, A. S. Bernstein, ... y L. Trasande. 2021. "Ambient air pollution: health hazards to children". *Pediatrics* 147 (6): 1-13.
- Caicedo, D. M., J. J. Sandoval Cobo, A. Stringfellow, y R. F. Colmenares Quintero. "An evaluation of final disposal alternatives for municipal solid waste through life cycle assessment: A case of study in Colombia". *Cogent Engineering* 8 (1): 195860,
- Cantanhede, A., G. Monge, L. Sandoval Alvarado, y C. Caycho Chumpitaz. 2006 "Procedimientos estadísticos para los estudios de caracterización de residuos sólidos". *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y práctica* 1(1): 1-14.
- Chemel, C., M. Batton Hubert, y H. Vaillant. 2012. "Odour-impact assessment around a landfill site from weather-type classification, complaint inventory and numerical simulation". *Journal of Environmental Management* 93 (1): 85-94.
- Cohen, A. J., M. Brauer, R. Burnett, R. Anderson, J. Frostad, y K. Estep. 2017. "Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015". *Lancet* 389: 1907-1918.
- Crobeddu, L., A. Santiago, L. C. Bui, S. Boland, y A. Baeza Squiban. 2017 "Oxidative potential of particulate matter 2.5 as predictive indicator of cellular stress". *Environmental Pollution* 230: 125-133.
- Dastjerdi, B., V. Strezov, M. A. Rajaeifar, R. Kumar, y M. Behnia. 2021. "A systematic review on life cycle assessment of different waste to energy valorization technologies". *Journal of Cleaner Production* 290: 125747.
- de Oliveira, A. J. R., F. M. P. da Costa, L. N. Barreto, L. dos Santos Moreira, M. Z. Fortes, y B. S. M. C. Borba. 2017. "Analysis of Waste Biogas (Landfills) applied to Power Generation". *Ingeniería Energética* 38 (3): 175-187.
- Di., Q., Y. Wang, A. Zanobetti, Y. Wang, P. Koutrakis, Ch. Choirat, F. Dominici, y J. D. Schwartz. 2017. "Air Pollution and Mortality in the Medicare Population". *New England Journal of Medicine* 376 (26): 2513-2522.
- Dong, J., Y. Tang, A. Nzihou, y Y. Chi. 2019. "Key factors influencing the environmental performance of pyrolysis, gasification and incineration Waste-to-Energy technologies". *The New England Journal of Medicine*. 376: 2513-2522
- DP (Defensoría del Pueblo). 2020, "Gestión de los residuos sólidos en el Perú en tiempos de COVID-19. Recomendaciones para proteger los derechos a la salud y el ambiente". Informe Especial. Lima: (Perú).
- EPA (Environmental Protection Agency). 2012. *Global Anthropogenic Non-CO2. Greenhouse Gas Emissions: 1990 - 2030*, Informe Técnico. Washington D.C. (EEUU).
- Escamilla, P. E., R. H. Camarillo López, R. Carrasco

- Hernández, E. Fernández Rodríguez, y J. M. Legal Hernández. 2020, "Technical and economic analysis of energy generation from waste incineration in Mexico". *Energy Strategy Reviews* 31: 100542.
- Ferronato, G., P. Portugal Alarcón, y E. G. Guisbert Lizarazu. 2021a. "Assessment of municipal solid waste collection in Bolivia: Perspectives for avoiding uncontrolled disposal and boosting waste recycling options". *Resources, Conservation & Recycling* 167: 105234.
- Ferronato, L. M., G. E. Guisbert Lizarazu, M. A. Gorrity Portillo, F. Conti, y V. Torretta. 2021b. "Sensitivity analysis and improvements of the recycling rate in municipal solid waste life cycle assessment: Focus on a Latin American developing context". *Waste Management* 128: 1-15.
- GIZ (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit). 2017. *Opciones para el aprovechamiento energético de residuos en la gestión de residuos sólidos urbanos*. Bonn (Alemania): GIZ
- Golwala, H., X. Zhang, S. Md Iskander, y A. L. Smith. 2021. "Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment". *Science of the Total Environment* 769: 144581.
- Gowers, A. M., H. Walton, K. S Exley, y J. F. Hurley. 2021. "Using epidemiology to estimate the impact and burden of exposure to air pollutants". *Phil. Trans. R. Soc. A*. 378 (2183): 20190321
- Graham, H., y P. C. L. White. 2016. "Social determinants and lifestyles: integrating environmental and public health perspectives". *Public Health* 141: 270-278.
- Grossule, V., y M. C. Lavagnolo. 2017. "Innovative semi-aerobic landfill management in tropical countries". En *16<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari (Italia).
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática). 2015. *Destino final de la basura recolectada, según departamento 2015*. [https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/indices\\_tematicos/cap02065.xls](https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/indices_tematicos/cap02065.xls). (Consultada 30 de marzo de 2018).
- Iqbal, A., X. Liu, y G. H. Chen. 2020, "Municipal solid waste: Review of best practices in application of life cycle assessment and sustainable management techniques". *Science of the Total Environment* 729: 138622.
- Jankowska, M., A. Roman, y I. Nalepa. 2021. "The Air We Breathe: Air Pollution as a Prevalent Proinflammatory Stimulus Contributing to Neurodegeneration". *Frontiers in Cellular Neuroscience* 15: 647643.
- Karagulian, F. 2015. "Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level". *Atmospheric Environment* 120: 475-483.
- Khandelwal, H., H. Dhar, A. Kumar Thalla, y S. Kumar. 2019. "Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review". *Journal of Cleaner Production* 209: 630-654.
- Kjeldsen, P., M. A. Barlaz, A. P. Rooke, A. Baun, A. Ledin, y T. H. Christensen. 2002. "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32 (4) 297-336.
- Leal, W., A. Lange Salvia, A. Minhas, A. Paco, y C. Dias Ferreira. 2021. "The COVID-19 pandemic and single-use plastic waste in households: A preliminary study". *Science of the Total Environment* 793:148571.
- Liang, Y., Q. Song, N. Wu, J. Li, Y. Zhong, y W. Zeng. 2021. "Repercussions of COVID-19 pandemic on solid waste generation and management strategies". *Front. Environ. Sci. Eng.* 15 (6): 115.
- Liu, C., T. Nishiyama, K. Kawamoto, y S. Sasaki. 2020, "CCET guideline series on intermediate

- municipal solid waste treatment technologies: Waste-to-Energy Incineration". *United Nations Environment Programme* 37.
- Madon, I., D. Drev, y J. Likar. 2019. "Long-term risk assessments comparing environmental performance of different types of sanitary landfills". *Waste Management* 96: 96-107.
- Markandya, A., J. Sampedro, S. J. Smith, R. Van Dingenen, C. Pizarro-Irizar, I. Arto, y M. González-Eguino. 2018. "Health co-benefits from air pollution and mitigation costs of the Paris Agreement: a modelling study". *The Lancet Planetary Health* 2 (3): e126-e133.
- McDougall F., P. White, M. Franke, y P. Hindle. 2008. *Integrated solid waste management: A life cycle inventory*. Oxford (Reino Unido): Blackwell Science.
- MEF (Ministerio de Economía y Finanzas). 2017. "Evaluación de diseño y ejecución de presupuesto de: Gestión integral de los residuos sólidos". Informe Final. Lima (Perú).
- MINSA (Ministerio de Salud). 2021 *Estadística poblacional*. [https://www.minsa.gob.pe/reunis/data/poblacion\\_estimada.asp](https://www.minsa.gob.pe/reunis/data/poblacion_estimada.asp). (Consultada el 16 de marzo de 2021)
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2018. *Guía para la caracterización de residuos sólidos municipales*. Lima (Perú): MINAM.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2016. *Objetivos de desarrollo sostenible e Indicadores*. Lima (Perú): MINAM.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2019. "Resolución Ministerial N° 099-2019-MINAM". Lima (Perú).
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2014. "Sexto informe nacional de residuos sólidos de la gestión del ámbito municipal y no municipal 2013". Informe Final. Lima (Perú).
- Molina, C., R. Toro, C. A. Manzano, S. Canepari, L. Massimi, y M. A. Leiva Guzmán. 2020. "Airborne Aerosols and Human Health: Leapfrogging from Mass Concentration to Oxidative Potential". *Atmosphere* 11: 917.
- Mor, S., K Ravindra, R. P. Dahiya, y A. Chandra. 2006 "Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site". *Environ Monit Assess.* 18 (1-3): 435-56.
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestvedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura, y H. Zhang. 2013. "Anthropogenic and Natural Radiative Forcing". En *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Nueva York (EEUU): Cambridge University Press.
- Naveen, B. P., D. Madhab Mahapatra, T. G. Sitharam, P. V. Sivapullaiah, y T. V. Ramachandra. 2021. "Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate". *Environmental Pollution* 220: 1-12.
- Nurhasanah, M. Reza Cordova, y E. Riani. 2021. "Release of microplastics and mesoplastics from Indonesian municipal solid waste landfill leachate to the aquatic environment: case study at the Galuga landfill, Indonesia". *Marine Pollution Bulletin* 163: 111986.
- OEFA (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental). 2015. *Fiscalización ambiental en residuos sólidos de gestión municipal provincial. Informe 2014-2015. Índice de cumplimiento de los municipios provinciales a nivel nacional*. Lima (Perú): OEFA.
- OEFA (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental). 2021. *Inventario Nacional de Áreas Degradadas por Residuos Sólidos Municipales*. <https://pifa.oefa.gob.pe/AppResiduos/>

- (Consultada el 19 de marzo de 2021)
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). 2018. *Perspectiva de la Gestión de Residuos en América Latina y el Caribe*. Informe Final. Ciudad de Panamá (Panamá).
- Orach J., C. F. Rider, y C. Carlsten. 2021. "Concentration-dependent health effects of air pollution in controlled human exposures". *Environment International* 150: 106424.
- Orihuela, J. C. 2018. *Un análisis de la eficiencia de la gestión municipal de residuos sólidos en el Perú y sus determinantes*. Lima (Perú): INEI.
- Pinault L. 2017. "Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort". *Environmental Research* 159: 406-415.
- Posada, E. 2020, "Perspectives of Project Engineering in the Disposal of Solid Waste in Colombia and Possibilities of Energy Use and Valuation". *Revista EIA* 17 (33): 56-73.
- PSIRU (Public Services International Research Unit). 2017. *Los servicios de gestión de residuos sólidos municipales en América Latina*. Informe Final. Voltaire (Francia).
- Quillos, S. A., N. J. Escalante Espinoza, D. A. Sánchez Vaca, L. G. Quevedo Novoa, y R. A. De La Cruz Araujo. 2018. "Residuos sólidos domiciliarios: Caracterización y estimación energética para la ciudad de Chimbote". *Rev Soc Quím Perú* 84(3): 323-335.
- Rabl A., y J. V. Spadaro. 2015. "Damage costs of air pollution and policy implications". En *The Quality of Air*. de la Guardia, M., S. Armenta, y S. Denni (eds.). Oxford (Reino Unido): Elsevier.
- Sakurai, K. 1983. *Manual de instrucción de análisis de residuos sólidos municipales*. Lima (Perú): CEPIS.
- Šan I., y T. T. Onay. 2001. "Impact of various leachate recirculation regimes on the degradation of urban solid waste". *Journal of Hazardous Materials* 87 (1-3): 259-271.
- Sardarmehni, M., J. W. Levis, y M. A. Barlaz. 2021. "What Is the Best End Use for Compost Derived from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste". *Environ. Sci. Technol.* 55: 73-81.
- Sauve G., y K. Van Acker. 2020, "The environmental impacts of municipal solid waste landfills in Europe: A life cycle assessment of proper reference cases to support decision making". *Journal of Environmental Management* 261 (2020): 110216.
- SINIA (Sistema Nacional de Información Ambiental). 2016. *Estadística Ambiental Perú: Residuos*. <https://sinia.minam.gob.pe/informacion/tematicas?tematica=08> (Consultada 17 de octubre de 2021).
- UNEP (United Nations Environment Programme). 2015. *Global Waste Management Outlook*. Informe Final. Vienna (Austria).
- UN-Habitat (United Nations Human Settlements Programme). 2010, *WTE industry in Latin America*. Informe Técnico. Rio de Janeiro (Brasil).
- USAID (United States Agency for International Development). 2021. *Clean Cities, Blue Ocean*. Informe Técnico. Washington D. C. (EEUU).
- Wang Y., J. W. Lewis, y M. A. Barlaz. "Life-Cycle Assessment of a Regulatory Compliant U.S. Municipal Solid Waste Landfill". *Environmental science & Technology* 55 (2021): 13583-13592.
- Whiteman, A., S. K. Gupta, C. Briciu, y S. Bates. 2016. *Waste to Energy Rapid Assessment Tool*. St. Gallen (Suiza): Collaborative Working Group on Solid Waste Management in Low and Middle Income Countries.
- Xaypanya P., J. T. Chiemchaisri, H. Seingheng, y M. Antonia N Tanchuling. 2018. "Characterization of Landfill Leachates and Sediments in Major Cities of Indochina Peninsular Countries—Heavy Metal

- Partitioning in Municipal Solid Waste Leachate." *Environments* 5 (6): 65.
- Zhang J., Z. Zhang, J. Zhang, G. Fan, y D. Wu. 2021. "A Quantitative Study on the Benefit of Various Waste Classifications". *Advances in Civil Engineering* 2021: 6660927.
- Zhang J., Q. Qin, G. Li, y C. Tseng. 2021. "Sustainable municipal waste management strategies through life cycle assessment method: A review". *Journal of Environmental Management* 287: 112238.
- Ziegler-Rodriguez, K., M. Margallo, R. Aldaco, I. Vásquez Rowe, y R. Kahhat. 2019. "Transitioning from open dumpsters to landfilling in Peru: environmental benefits and challenges from a life-cycle perspective". *Journal of Cleaner Production* 229: 989-1003.