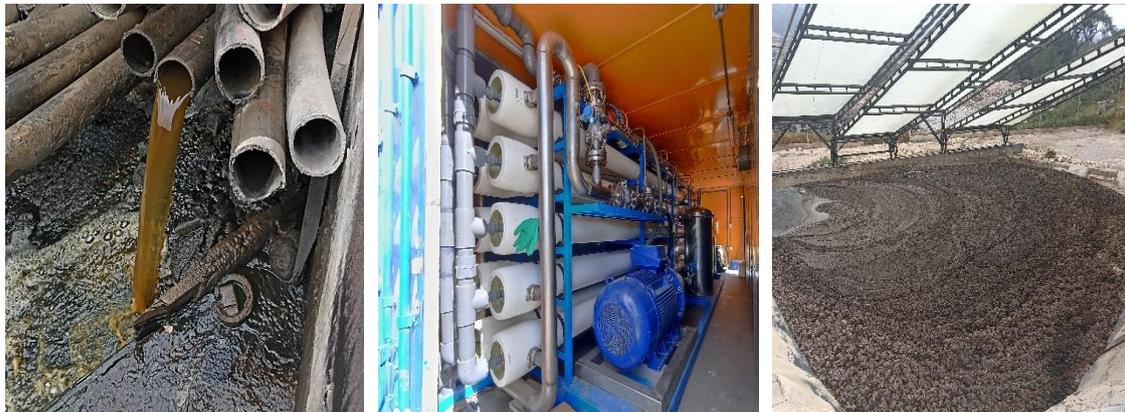


**Revisión bibliográfica sobre la gestión,  
tratamiento y valorización de los  
lixiviados procedentes de la disposición  
de residuos sólidos urbanos**



**Christiam Modesto Díaz González**

**2024**

**Revisión bibliográfica sobre la gestión,  
tratamiento y valorización de los  
lixiviados procedentes de la disposición  
de residuos sólidos urbanos**

**Vº Bº DIRECTOR**

Concepción Paredes Gil

**ALUMNO**



Christiam Modesto Díaz González



## UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza al alumno **D. Christiam Modesto Díaz González**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: “Revisión bibliográfica sobre la gestión, tratamiento y valorización de los lixiviados procedentes de la disposición de residuos sólidos urbanos”, bajo la dirección de D<sup>a</sup> Concepción Paredes Gil, debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 10 de junio de 2024

La Directora del Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valoración de Residuos Orgánicos

CONCEPCION | PAREDES|GIL  
Firmado digitalmente por  
CONCEPCION|PAREDES|GIL  
Fecha: 2024.06.10 20:04:03  
+02'00'

Fdo.: Concepción Paredes Gil

TRIBUNAL	
FECHA:	
PRESIDENTE:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:

## REFERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MÁSTER

### **IDENTIFICACIONES**

**Autor:** Christiam Modesto Díaz González.

**Título:** Revisión bibliográfica sobre la gestión, tratamiento y valorización de los lixiviados procedentes de la disposición de residuos sólidos urbanos.

**Title:** Bibliographic review about management, treatment and valorization of leachate from the disposal of urban solid waste.

**Director/es del TFM:** Concepción Paredes Gil.

**Año:** 2024.

**Titulación:** Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos.

**Tipo de proyecto:** Revisión Bibliográfica.

**Palabras claves:** Residuos sólidos, disposición de residuos, rellenos sanitarios, lixiviado, contaminante, tratamiento fisicoquímico, tratamiento biológico, valorización, lodo, biogás.

**Keywords:** Solid wastes, waste disposal, landfills, leachate, pollutant, physicochemical treatment, biological treatment, recovery, sludge, biogas.

**Nº citas bibliográficas:** Ciento ochenta y una (181)

**Nº de planos:** Cero (0)

**Nº de tablas:** Dieciséis (16)

**Nº de figuras:** Veintinueve (29)

**Nº de anexos:** Cero (0)

## **DEDICATORIA**

*A Modesto Díaz Siempira, mi papá.*

## **AGRADECIMIENTOS**

*A Dios, siempre toda la gloria y honra a Dios.*

*A Mery González, mi mamá. Por animarme y recordarme que, para atrás ni para coger impulso.*

*A Honorio Osorio y Gissella Díaz. Por su apoyo incondicional desde que me planteo este proceso académico.*

*A Laura Ballesteros, mi copetona. Por su apoyo, complicidad y motivación.*

*A la Dra. Concepción Paredes Gil. Por su disposición, conocimiento y guía.*

*A Maribel Patacón. Por su apoyo documental y voz de aliento.*

## **RESUMEN**

En este Trabajo de Fin de Máster de revisión bibliográfica se presenta la problemática de la gestión de residuos sólidos urbanos en el mundo y en América Latina, destacando que la mayoría de los residuos sólidos en términos generales se eliminan sin un proceso de aprovechamiento, lo que puede tener impactos negativos en el ambiental debido a la generación de gases y lixiviados. Se resalta la importancia de implementar alternativas de aprovechamiento para gestionar de manera más eficiente los residuos sólidos urbanos de modo que no solamente se dispongan en vertederos, sino que haya valorización de los mismos contribuyendo con la sostenibilidad y economía circular. Se focaliza la gestión de los lixiviados generados por la disposición de residuos en los vertederos, promoviendo sistemas de tratamiento eficientes y alternativas de aprovechamiento para reducir su impacto ambiental. Se identifican buenas prácticas y oportunidades de mejora en la gestión de lixiviados en rellenos sanitarios.

En resumen, el documento presenta la actualidad y la tendencia de generación de residuos sólidos destacando la importancia de mejorar la gestión de los estos a través de la implementación de alternativas de aprovechamiento, el fortalecimiento de la legislación y la promoción de prácticas sostenibles para reducir el impacto ambiental y social por la disposición de residuos en vertederos, resaltando de manera importante los procesos y alternativas de tratamiento y valorización al lixiviado y lodo generado por la descomposición de los residuos.

## **ABSTRACT**

In this Master's Thesis of bibliographic review, the problem of urban solid waste management in the world and in Latin America is presented, highlighting that the majority of solid waste in general terms is disposed of without a utilization process, which can have negative impacts on the environment due to the generation of gases and leachates. The importance of implementing alternative uses is highlighted to more efficiently manage urban solid waste so that it is not only disposed of in landfills but that it is valued, contributing to sustainability and the circular economy. The management of leachate generated by the disposal of waste is focused, promoting efficient treatment systems and

alternative uses to reduce their environmental impact. Good practices and opportunities for improvement in leachate management in landfills are identified.

In summary, the document presents the current situation and trend of solid waste generation, highlighting the importance of improving its management through the implementation of alternatives, the strengthening of legislation and the promotion of sustainable practices to reduce the environmental and social impact from waste disposal, importantly highlighting the processes and alternatives for treatment and recovery of leachate and sludge generated by waste decomposition.

## TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Contextualización de los residuos sólidos urbanos .....	2
1.2. Impactos ambientales y sanitarios generados por los residuos sólidos municipales .....	3
1.3 Regulaciones y políticas relacionadas .....	5
2. OBJETIVOS.....	7
2.1 Objetivo General.....	7
2.2 Objetivos específicos .....	7
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA: ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO.....	8
4. PRODUCCIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EN EL MUNDO..	15
4.1. Panorama general de la generación de residuos sólidos urbanos .....	19
4.2. Características y composición de los residuos sólidos urbanos.....	20
4.3. Caso de estudio de enfoque: Colombia.....	24
5. DESTINOS ACTUALES DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS .....	26
5.1. Disposición en vertederos y rellenos sanitarios .....	30
5.2 Alternativas de aprovechamiento de residuos sólidos municipales.....	33
5.2.1 <i>Reciclaje</i> .....	34
5.2.2 <i>Procesos térmicos – Incineración</i> .....	36
6. GENERACIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LOS LIXIVIADOS PRODUCTO DE LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES .....	41
6.1. Proceso de generación de lixiviados .....	42

6.2. Composición química de los lixiviados .....	44
6.3. Impactos ambientales y riesgos para la salud .....	46
7. ALTERNATIVAS DE GESTIÓN Y TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE LIXIVIADOS .....	50
7.1 Tratamientos fisicoquímicos.....	52
7.2 Tecnologías de membranas.....	67
7.3 Tratamientos biológicos.....	70
7.4 Tratamientos Térmicos .....	73
7.5. Tecnologías emergentes y alternativas sostenibles.....	74
8. PERSPECTIVA DE LA GESTIÓN DE LIXIVIADOS EN COLOMBIA.....	77
9. CONCLUSIONES.....	82
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	86

## LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Factores ambientales afectados por la operación de los rellenos sanitarios.....	3
Tabla 2. Resultados de búsqueda de “Tratamiento de Lixiviados en rellenos sanitarios” publicados en español.....	11
Tabla 3. Toneladas dispuestas de RSU en Colombia – Periodo de 2015-2022.....	18
Tabla 4. Composición media de los residuos generados en el mundo. ....	21
Tabla 5. Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos – Países de referencia. ....	22
Tabla 6. Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos – Sudamérica. ....	23
Tabla 7. Gestión de los RSU a nivel mundial .....	26
Tabla 8. Cantidad por tipo de sitio de disposición de los RSU en Colombia.....	33
Tabla 9. Poder calorífico de los RSU .....	40
Tabla 10. Valores típicos de parámetros de lixiviados que varían con la edad del relleno sanitario. ....	45
Tabla 11. Caracterización del lixiviado generado en el relleno de Doña Juana, Bogotá - Colombia y descargado en una fuente hídrica cercana.....	47
Tabla 12. Experimentos con Ozono para el tratamiento de Lixiviado.....	57
Tabla 13. Procesos basados en Fenton para el tratamiento de concentrados de membranas de vertedero. ....	58
Tabla 14. Relación de investigaciones para el tratamiento de lixiviados de vertedero mediante proceso de adsorción con carbón activado.....	60
Tabla 15. Valores máximos permisibles de categorización de biosólidos para su uso. .	63
Tabla 16. Características fisicoquímicas del lixiviado crudo.....	70

## LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Publicaciones y citas por años – Base de datos WOS.....	9
Figura 2. Porcentajes por tipo de documento – WOS. ....	9
Figura 3. Países con más de 100 publicaciones de acuerdo con Base de datos WOS....	10
Figura 4. Coocurrencia de palabras claves. ....	14
Figura 5. Generación Mundial proyectada de residuos sólidos.....	15
Figura 6. Generación (2016) de residuos sólidos por región mundial.....	16
Figura 7. Residuos sólidos municipales generados per cápita (kg/habitante*día) .....	19

Figura 8. Promedio mundial y desglose regional de la composición de los residuos sólidos municipales.....	21
Figura 9. Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos – Sudamérica. No se registran datos de referencia de caracterización de los residuos sólidos urbanos en Paraguay y Venezuela. ....	24
Figura 10. Comparación de composición de RSU de Colombia y la región.....	25
Figura 11. Sistema de Gestión de RSU por nivel de ingresos de los países.....	27
Figura 12. Opciones de tratamiento de los RSU. ....	29
Figura 13. Jerarquía de sistemas para la gestión de los Residuos. ....	31
Figura 14. Millones de toneladas recicladas y % que representa sobre el total de RSU generados por diferentes regiones. ....	35
Figura 15. Tasa de reciclaje en Colombia. ....	36
Figura 16. Poder calorífico de muestras de residuos sólidos urbanos en Río de Janeiro. ....	38
Figura 17. Construcción de dren de captación de lixiviado - Afloramiento de Lixiviado. ....	42
Figura 18. Construcción de canal paralelo a canal de conducción de lixiviado para recolección de agua de precipitación sobre talud lateral. ....	44
Figura 19. Lixiviado joven y maduro (izquierda y derecha, respectivamente).....	45
Figura 20. Tipos de tratamiento más empleados para el manejo de lixiviados. ....	51
Figura 21. Sistema de Flotación por Aire Disuelto. ....	53
Figura 22. Proceso de coagulación-floculación en tratamiento de lixiviados. ....	54
Figura 23. Decantador. ....	56
Figura 24. Líneas de tratamiento para Lodos y Fangos.....	62
Figura 25. Centrífugas de deshidratación de lodos generados en los tratamiento fisicoquímico del Lixiviado.....	65
Figura 26. Unidades de Microfiltración. ....	68
Figura 27. Unidad de Ultrafiltración. ....	68
Figura 28. Unidad de Nanofiltración.....	68
Figura 29. Control de mando – RO. ....	68

## GLOSARIO

En Colombia, el Decreto 2981 de 2013, el cual modificó el Decreto 1713 de 2002 y el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible establecen las siguientes definiciones:

**Botadero o vertedero a cielo abierto:** Área de disposición final de residuos sólidos sin control y sin la adopción de medidas para la prevención y mitigación de los impactos ambientales y sanitarios (erosión, sedimentación, generación de gases y lixiviados, incendios, roedores).

**Celda de contingencia:** De acuerdo con el artículo 3 de la Resolución 1890 de 2011, son una alternativa para la disposición final con que cuentan los municipios que se acogieron a la Resolución 1390 de 2005 y sus modificaciones. Bajo este esquema, el municipio puede solicitar a la autoridad ambiental competente que el sitio donde funcionó una celda transitoria pueda ser incorporado dentro de un proyecto de construcción y operación de un relleno sanitario, como una alternativa dentro del Plan de Contingencias del sitio, en virtud de lo estipulado en la Resolución 1274 de 2006 o aquella que la modifique o sustituya.

**Celda transitoria:** De acuerdo con el artículo 5 de la Resolución 1390 de 2005, eran celdas que inicialmente se tenían que diseñar y construir “...*para una capacidad de disposición equivalente a la generación de residuos sólidos correspondiente a un período de hasta treinta y seis (36) meses, al vencimiento del cual, no se podrá disponer más residuos sólidos en dichas celdas*”. Este plazo fue ampliado por 3 años en total, tras la expedición de las Resoluciones 1684 de 2008, 1822 de 2009, 1529 de 2010 y 1890 de 2011. Su propósito era suministrar a los municipios una herramienta de carácter temporal, con el fin de facilitar la adecuada disposición final de residuos, en tanto lograban incluir en su gestión integral la disposición final en rellenos sanitarios licenciados por la autoridad ambiental competente, acorde con las políticas expedidas por el Gobierno Nacional.

**Disposición final de residuos sólidos:** Es el proceso de aislar y confinar los residuos sólidos en especial los no aprovechables, en forma definitiva, en lugares

especialmente seleccionados y diseñados para evitar la contaminación, y los daños o riesgos a la salud humana y al ambiente.

**Lixiviado:** Es el líquido residual generado por la descomposición biológica de la parte orgánica o biodegradable de los residuos sólidos bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas y/o como resultado de la percolación de agua a través de los residuos en proceso de degradación.

**Plan de gestión integral de residuos sólidos (PGIRS):** Es el instrumento de planeación municipal o regional que contiene un conjunto ordenado de objetivos, metas, programas, proyectos, actividades y recursos definidos por uno o más entes territoriales para el manejo de los residuos sólidos, basado en la política de gestión integral de los mismos, el cual se ejecutará durante un período determinado, basándose en un diagnóstico inicial, en su proyección hacia el futuro y en un plan financiero viable que permita garantizar el mejoramiento continuo del manejo de residuos y la prestación del servicio de aseo a nivel municipal o regional, evaluado a través de la medición de resultados. Corresponde a la entidad territorial la formulación, implementación, evaluación, seguimiento y control y actualización del PGIRS.

**Relleno sanitario:** Es el lugar técnicamente seleccionado, diseñado y operado para la disposición final controlada de residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, minimizando y controlando los impactos ambientales y utilizando principios de ingeniería, para la confinación y aislamiento de los residuos sólidos en un área mínima, con compactación de residuos, cobertura diaria de los mismos, control de gases y lixiviados, y cobertura final.

**Residuo Sólido:** Es cualquier objeto, material, sustancia o elemento principalmente sólido resultante del consumo o uso de un bien en actividades domésticas, industriales, comerciales, institucionales o de servicios, que el generador presenta para su recolección por parte de la persona prestadora del servicio público de aseo. Igualmente, se considera como residuo sólido, aquel proveniente del barrido y limpieza de áreas y vías públicas, corte de césped y poda de árboles. Los residuos sólidos que no tienen características de peligrosidad se dividen en aprovechables y no aprovechables.

## 1. INTRODUCCIÓN

En el contexto actual de crecimiento poblacional y desarrollo urbano, el manejo adecuado de los residuos sólidos urbanos se ha convertido en un desafío de primer orden para las autoridades y la sociedad en general. El incremento en la generación de residuos sólidos urbanos, acompañado por una insuficiente infraestructura para su disposición y aprovechamiento, plantea un escenario preocupante en el que se vislumbran serias implicaciones ambientales y sociales. Por ello, es necesario reintegrar los residuos que generamos a procesos de tratamiento y cadenas económicas para valorizarlos y beneficiar tanto a la población como a nuestro entorno (Cruz Sotelo y Ojeda Benítez, 2013).

A nivel mundial, y particularmente en Latinoamérica, se observa una tendencia alarmante hacia una mayor generación de residuos, sin que se logre implementar sistemas eficientes para su gestión integral de modo que direccionen hacia su aprovechamiento reduciendo los problemas ambientales, por lo cual la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) en América Latina, debe ser considerada como una parte integral de la Gestión Ambiental (Lopez-Yamunaqué y Iannacone, 2023).

La falta de políticas públicas efectivas, sumada a la ausencia de concienciación ambiental y de infraestructura adecuada, agrava la problemática, generando impactos negativos tanto en el entorno natural como en la calidad de vida de las comunidades cercanas a los vertederos y rellenos sanitarios, la cual es y ha sido por mucho tiempo la alternativa más empleada para la disposición de los residuos.

Uno de los principales desencadenantes de la problemática ambiental por la disposición de residuos sólidos urbanos radica en la inadecuada gestión de los lixiviados, productos de la descomposición de los residuos sólidos orgánicos e inorgánicos, así como de la infiltración de aguas pluviales en los rellenos sanitarios y vertederos. La acumulación y liberación de lixiviados contaminados con una variedad de compuestos nocivos, representan una seria amenaza para la salud humana, los ecosistemas acuáticos y el suelo, comprometiendo la sostenibilidad ambiental a largo plazo.

Ante esta problemática, surge la imperiosa necesidad de gestionar de manera integral tanto los residuos sólidos urbanos con especial atención en los lixiviados

generados, implementando sistemas de tratamiento eficientes y promoviendo alternativas de aprovechamiento que minimicen su impacto ambiental.

En este contexto, esta investigación se propone analizar y evaluar las estrategias actuales de gestión de lixiviados generados por la disposición de los residuos sólidos urbanos, con el objetivo de identificar las buenas prácticas, desafíos y oportunidades de mejora con un enfoque que involucre aspectos técnicos, socioeconómicos y ambientales, buscando agrupar y proponer las alternativas disponibles para reducir los impactos negativos asociados con la ya creciente y descontrolada generación de lixiviados en los rellenos sanitarios, los cuales en la mayoría de los casos presentan altas carga contaminantes y elementos como metales pesados y metaloides difíciles de eliminar que terminan afectando las fuentes hídricas receptoras.

### **1.1. Contextualización de los residuos sólidos urbanos**

Los residuos sólidos urbanos constituyen una parte significativa de los desechos generados por las actividades humanas en los entornos urbanos. Los RSU incluyen una amplia variedad de materiales, como envases, vidrio, metal, cartón, papel, plástico, caucho, madera, residuos electrónicos y material orgánico provenientes de residuos de jardinería y restos de alimentos, entre otros, que son descartados por la población. La mayoría de estos materiales pueden ser recuperados y reincorporados a la cadena productiva.

La generación de RSU está estrechamente vinculada al crecimiento demográfico, es decir, la generación de RSU es proporcional al factor poblacional de una ciudad o de un país. A medida que las poblaciones urbanas aumentan y los niveles de consumismo y obsolescencia programada se incrementan, también lo hacen las cantidades de residuos generados. Este fenómeno y las fracciones de los residuos que se generan se ven agravados por cambios en los patrones de consumo, como el aumento de generación de residuos plásticos y la disminución de material orgánico en los países desarrollados.

Actualmente, la alternativa de disposición final de residuos más empleada es el depósito en vertedero, debido a su fácil implementación y al manejo masivo de desperdicios, sin embargo, generan un impacto ambiental considerable sobre los

diferentes medios (físico, biótico y social). Los lixiviados procedentes de la descomposición de los residuos depositados en los vertederos tienen una composición que depende de diferentes factores tales como el tipo de basuras, edad del vertedero, balance de agua, diseño y operación del vertedero, solubilidad de los desechos, procesos de conversión microbiológica y química e interacción del lixiviado con el medio ambiente (Muñoz y Zapata, 2013).

## 1.2. Impactos ambientales y sanitarios generados por los residuos sólidos municipales

De acuerdo con los estudios realizados por Muñoz y Zapata (2013), los factores ambientales más afectados por la disposición de los RSU en rellenos sanitarios son los siguientes (Tabla 1):

Tabla 1. Factores ambientales afectados por la operación de los rellenos sanitarios.

Ítem	Factor ambiental	Ítem	Factor Ambiental
1	Alteración de la calidad del aire	12	Cambio de las geoformas
2	Pérdidas de las capas del suelo	13	Activación de procesos erosivos
3	Pérdidas de especies de la flora acuática	14	Presencia de enfermedades en la población
4	Cambio en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos	15	Desvalorización de la tierra
5	Alteración del ciclo hidrológico	16	Cambio de la dinámica económica
6	Perturbación de la flora terrestre	17	Pérdida del acceso al recurso agua
7	Disminución de la población de fauna	18	Migración no planificada
8	Disminución de la calidad de aguas superficiales y subterráneas	19	Emigración de la población
9	Alteración del paisaje	20	Ruptura de lazos comunitarios e interpersonales

Ítem	Factor ambiental	Ítem	Factor Ambiental
10	Deterioro de las condiciones geotécnicas	21	Cambio en las condiciones de movilización y accesibilidad para la población
11	Cambio del entorno por modificación del paisaje	--	--

*Fuente: Elaboración propia – Adaptado de Muñoz y Zapata (2013).*

Teniendo en cuenta la tabla anterior y con enfoque en los factores físicos, los elementos como el aire, el suelo, el agua superficial y subterránea, así como el paisaje, son los más afectados por la implementación de un relleno sanitario. Aunque ciertos impactos se presentan de manera puntual y otros, como la gestión y tratamiento de los desechos líquidos, afectan de manera continua durante toda la operación del relleno sanitario. En cuanto al entorno biótico, especialmente la flora y los macroinvertebrados acuáticos se ven afectados por la actividad de disposición de los RSU y sus impactos conexos.

En respuesta a estos desafíos de cuidado del medio ambiente, se han desarrollado enfoques más integrados y sostenibles para la gestión de residuos sólidos municipales de modo que se tienda a migrar a otras alternativas de tratamiento y destino final de los residuos aprovechando cada material teniendo en cuenta su potencial y caracterización. Estos procesos incluyen la reducción en la fuente, el compostaje, la incineración y el reciclaje (Ulloa, 2006).

Sin embargo, a pesar del conocimiento sobre la problemática y los avances en materia de gestión de residuos sólidos municipales, persisten numerosos desafíos, especialmente en países en vías de desarrollo. La falta de recursos financieros, la falta de concienciación ambiental, la escasez de tecnologías adecuadas y la falta de coordinación entre los diferentes entes gubernamentales y los demás actores involucrados son barreras que dificultan la implementación efectiva de soluciones sostenibles que permitan articular la economía circular con la reducción de impactos ambientales.

### 1.3 Regulaciones y políticas relacionadas

A nivel europeo, el tratamiento y la gestión de los residuos se rigen por la siguientes legislación existente:

- Directiva 99/31/CE: Regulación del vertido de residuos.
- Directiva 2008/98/CE: Directiva relativa a los residuos.
- Directiva 2018/850/UE: Modificación de la Directiva 99/31/CE en lo referente a reducir el depósito de vertidos y sus efectos negativos en el medio ambiente, en particular los vertidos aptos para el reciclado u otro tipo de valorización dentro de un entorno de economía circular.
- Directiva 2018/851/UE: Modificación de la Directiva 2008/98/CE en diferentes temas entre los que se encuentran la prevención y valorización de residuos.
- Decisión delegada 2019/1597/UE: Completa la Directiva 2008/98/CE en lo relativo a las directrices para la medición uniforme de los residuos alimentarios.
- Decisión de Ejecución 2019/1885/UE: Se dicta de conformidad con la Directiva 99/31/CE para establecer normas relativas al cálculo, la verificación y la comunicación de datos relativos al vertido de residuos municipales.

En Colombia, existen actos administrativos que regulan y control la gestión de los residuos sólidos.

- Ley 142 de 1994 “*Por la cual se establece el régimen de los servicios públicos domiciliarios y se dictan otras disposiciones.*”
- Ley 1252 de 2008 "Por la cual se dictan normas prohibitivas en materia ambiental, referentes a los residuos y desechos peligrosos y se dictan otras disposiciones"
- Resolución CRA 720 de 2015 “Por la cual se establece el régimen de regulación tarifaria al que deben someterse las personas prestadoras del servicio público de aseo que atiendan en municipios de más de 5.000 suscriptores en áreas urbanas, la metodología que deben utilizar para el

cálculo de las tarifas del servicio público de aseo y se dictan otras disposiciones.”

- Decreto 1076 de 2015 “Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y desarrollo Sostenible”
- Decreto 1077 de 2015 “Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Vivienda, Ciudad y Territorio”
- Decreto 1956 de 2015 “Por el cual se efectúan unas precisiones al Decreto 1076 de 2015, por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible”
- Decreto 596 de 2016 "Por el cual se modifica y adiciona el Decreto 1077 de 2015 en lo relativo con el esquema de la actividad de aprovechamiento del servicio público de aseo y el régimen transitorio para la formalización de los recicladores de oficio, y se dictan otras disposiciones"
- CONPES 3874 de 2016 “Política Nacional para la Gestión integral de Residuos Sólidos”.
- Decreto 1784 de 2017 “Por el cual se modifica y adiciona el Decreto 1077 de 2015 en lo relativo con las actividades complementarias de tratamiento y disposición final de residuos sólidos en el servicio público de aseo”
- Decreto 938 de 2019 “Por la cual se reglamenta el Decreto 1784 del 2 de noviembre de 2017 en los relativo a las actividades complementarias de tratamiento y disposición final de residuos sólidos en el servicio público de aseo”

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo General**

La revisión bibliográfica tiene por objetivo general conocer y presentar la actualidad de la generación y tratamiento de residuos sólidos urbanos con especial atención en la gestión, tratamiento y valorización de los lixiviados producidos por la disposición de estos residuos en los rellenos sanitarios.

### **2.2 Objetivos específicos**

Para llevar a cabo el objetivo general de este TFM se han planteado los siguientes objetivos específicos:

- Analizar la bibliografía disponible sobre la actual generación de residuos sólidos urbanos producidos en el mundo.
- Identificar las características de los residuos sólidos urbanos generados y evaluar los diferentes tratamientos disponibles para estos, incluyendo alternativas de reciclaje, compostaje, incineración y valorización energética, con el objetivo de promover una gestión integral y sostenible de los desechos.
- Identificar las principales problemáticas ambientales y sociales derivadas de la inadecuada gestión de residuos sólidos urbanos.
- Analizar los tratamientos y valorización de los lixiviados generados por la disposición de residuos en rellenos sanitarios, considerando tecnologías avanzadas de tratamiento, recuperación de recursos, y la eliminación de contaminantes emergentes, con el fin de reducir los impactos negativos en el agua, suelo y salud pública.
- Presentar los estudios realizados en Colombia sobre las alternativas de tratamiento para el lixiviado.

### 3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA: ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO

Para la información general sobre la generación y gestión de residuos sólidos urbanos en el mundo y en diferentes regiones globales, así como su enfoque en la generación de RSU en Colombia, la búsqueda se enfocó en información de entidades globales y nacionales, además, de abarcar información de bases de datos de universidades principalmente colombianas y el motor de búsqueda de Google Académico.

La recopilación de información relacionada con la gestión, tratamiento y valorización de lixiviados producto de la disposición de RSU en rellenos sanitarios, se realizó mediante la consulta y empleo del motor de búsqueda de Google Académico y las bases de datos Web of Science (WOS) además de Dialnet para generar una búsqueda más profunda sobre trabajos e información en español.

La búsqueda generada en la base de datos de Web of Science haciendo empleo de los términos claves de *Landfill* (AND) *treatment* (AND) *leachate*, arrojó un total de 7.346 resultados acotada al periodo del año 2000 al 2024.

De acuerdo con los resultados presentados, desde el año 2011 se observa un aumento significativo tanto en las publicaciones como en las citas lo que sugiere un mayor interés y reconocimiento de la comunidad científica hacia los temas del tratamiento de lixiviado generado en los rellenos sanitarios (Figura 1). Destacan los años 2020, 2021 y 2022, como los periodos con los valores más altos en publicaciones, mientras que en los años 2022 y 2023 es cuando se realizan el mayor número de citas. Se evidencia que conforme aumentan el número de publicaciones aumentan las citas, comportándose estas como una medida de relevancia de la información aportada por las publicaciones. No se reportaron publicaciones en el año 2010.

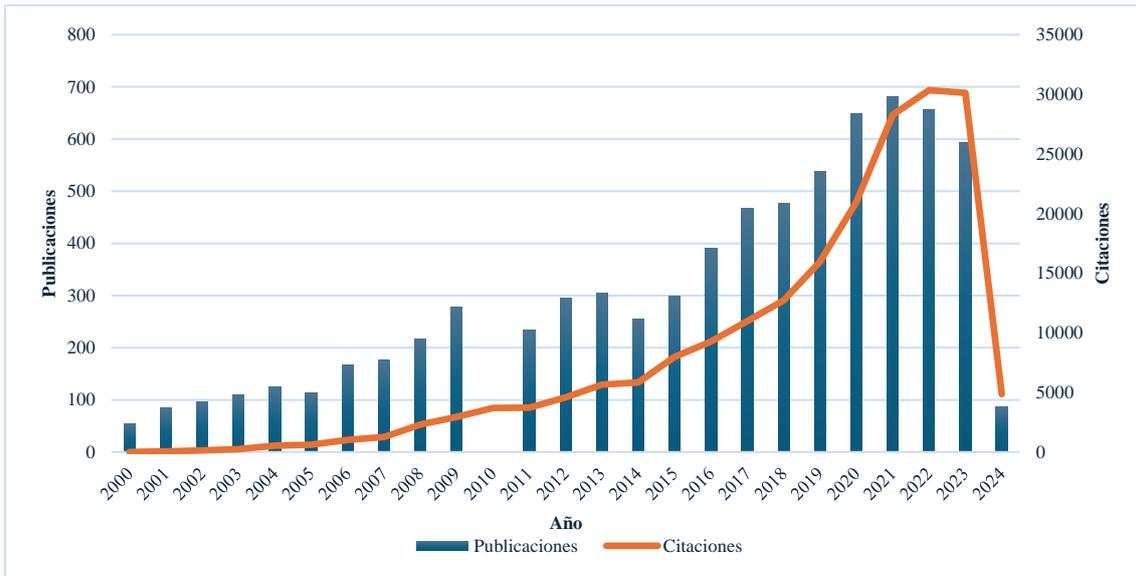


Figura 1. Publicaciones y citas por años – Base de datos WOS.  
 Fuente: Elaboración propia (Basado en información WOS)

Del total de publicaciones encontradas, se evidencia que gran parte responde a documentos de tipo artículo, seguido por una categoría discriminada como “*otros*” lo que sugiere una oportunidad de mejora en la presentación y categorización de información, y por reuniones técnicas, artículos de revisión, disertaciones de Tesis, libros y patentes (Figura 2). Los tipos documentales relacionados anteriormente representan el 97% de la información disponible, el 3% adicional lo completan información presentada en subvenciones, resúmenes, material editorial, correcciones, publicaciones retractadas y casos de reporte.

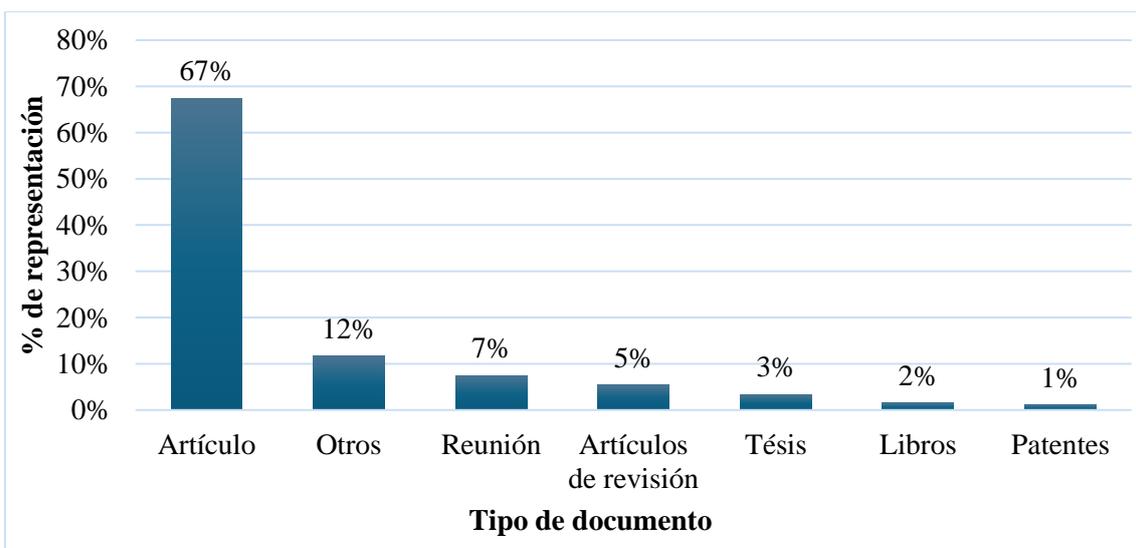


Figura 2. Porcentajes por tipo de documento – WOS.  
 Fuente: Elaboración propia (Basado en información WOS)

Un total de 136 países han presentado publicaciones sobre el lixiviado generado en los rellenos sanitarios durante el siglo XXI, lo que indica la diversidad geográfica en la temática de investigación (Figura 3). China es la nación que lidera en términos de cantidad de publicaciones científicas lo que está vinculado en parte al número poblacional del país al oriente de Asia y al creciente apoyo de universidades, instituciones y empresas emergentes, seguido de Estados Unidos, Malasia, India y Brasil. Pese a la pluralidad de países con publicaciones sobre el tema analizado, solamente 18 países presentan más de 100 publicaciones en los últimos 24 años.

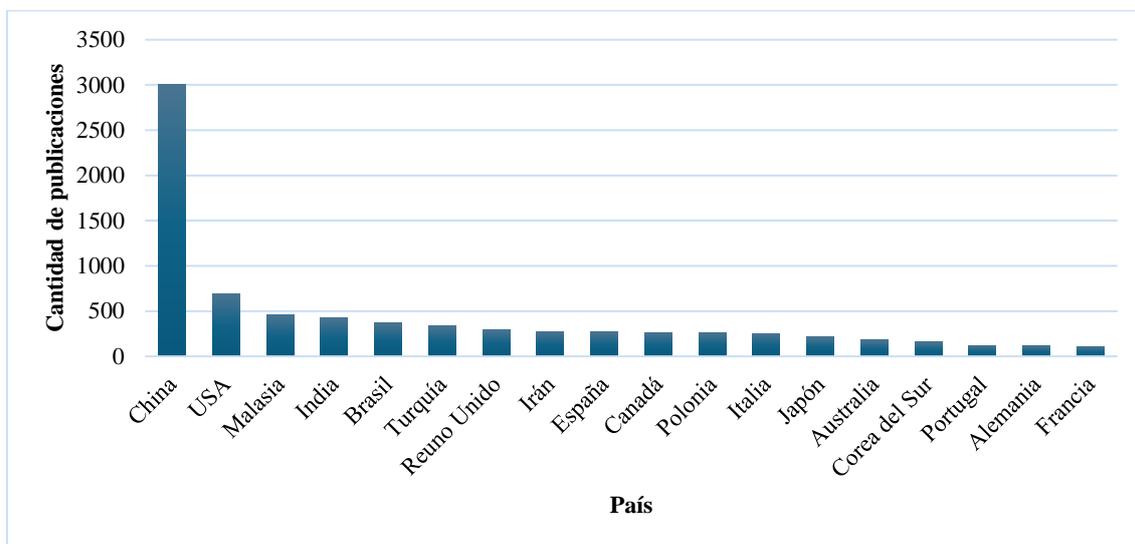


Figura 3. Países con más de 100 publicaciones de acuerdo con Base de datos WOS.  
Fuente: *Elaboración propia (Basado en información WOS)*

Las publicaciones realizadas sobre el lixiviado en los rellenos sanitarios se encuentran mayoritariamente en idioma inglés, presentando el 94,5% del total de información, seguido por documentos en el idioma chino con un 1,8% de representatividad y un 1,2% en coreano, 1% en portugués y 0,5% en español (35 documentos de los cuales 34 corresponden a artículos y 1 documento a disertación de tesis. El 1,0% de información restante se encuentra en idioma polaco, francés, turco y otros nueve (9) idiomas.

Para ampliar la información en español, se consultó la base de datos Dialnet, la cual arrojó un total de 44 resultados para la consulta “*Tratamiento de Lixiviados en rellenos sanitarios*” entre los últimos 24 años. De estos documentos, la totalidad corresponden a artículos publicados en revistas de investigación. Al modificar la búsqueda en la base de datos Dialnet y limitarlo a “*Lixiviados en rellenos sanitarios*” los

resultados aumentaron a 90 documentos (85 artículos de revista, 3 artículos de libro y 2 tesis).

En la tabla 2 se muestra una comparativa de los resultados de búsqueda de “Tratamiento de Lixiviados en rellenos sanitarios” en español obtenidos en las bases de datos bibliográficos WOS y Dialnet.

Tabla 2. Resultados de búsqueda de “Tratamiento de Lixiviados en rellenos sanitarios” publicados en español.

<b>Año</b>	<b>WOS</b>	<b>Dialnet</b>
2000	1	-
2001	-	-
2002	-	-
2003	-	-
2004	1	-
2005	-	-
2006	-	4
2007	-	1
2008	2	1
2009	3	4
2010	-	4
2011	-	-
2012	3	-
2013	1	1
2014	2	4
2015	2	1
2016	3	2
2017	1	4
2018	5	3
2019	1	-
2020	4	5
2021	3	1
2022	3	7

Año	WOS	Dialnet
2023	-	2
2024	-	-
<b>TOTAL</b>	<b>35</b>	<b>44</b>

*Fuente: Elaboración propia (Basado en información de Base de Datos WOS-Dialnet)*

Los artículos científicos publicados en torno al tratamiento de lixiviados en los rellenos sanitarios pueden agruparse en los siguientes temas de acuerdo con el enfoque principal de estudio para las alternativas de gestión de los lixiviados:

- **Tecnologías avanzadas de tratamiento:** Filtración por membranas incluyendo ósmosis inversa, procesos avanzados de oxidación, tratamientos biológicos,
- **Recuperación de recursos:** Recuperar recursos de los lixiviados como energía, nutrientes y agua. Tecnologías como digestión anaerobia para producción de biogás y procesos de recuperación de nutrientes
- **Líquido cero:** se trata de minimizar la descarga de lixiviados (recirculación de lixiviados)
- **Impacto de contaminantes emergentes:** Entender la presencia de contaminantes emergentes en los lixiviados, tales como los productos farmacéuticos, los productos de cuidado personal y los micro plásticos y desarrollar métodos de tratamiento eficaces para eliminarlos.
- **Resiliencia frente al cambio climático:** Medidas para evitar fugas o derrames de lixiviados al entorno y adaptar los procesos de tratamiento a las cambiantes condiciones climáticas.
- **Tecnologías de monitoreo y control:** Se trata de tecnologías que permiten supervisar en tiempo real la eficiencia del tratamiento, lo que facilita la gestión proactiva y la optimización de los procesos.

Para centrar la información y las perspectivas en el ámbito colombiano de las cuales se abordarán en el capítulo 8 del presente documento, se realizaron búsquedas en la WOS, Dialnet, Scopus, Redylac, Scielo y Google Scholar de artículos científicos publicados en la última década (2015-2024) con las palabras claves de “tratamiento de lixiviados”, “Lixiviados” y “Colombia” para conocer la actualidad y las tendencias

investigativas más recientes, excluyendo tesis y boletines. Producto de la búsqueda se encontraron 63 artículos científicos relacionados con el tratamiento de lixiviados en Colombia.

Se observa una tendencia a la búsqueda de soluciones sostenibles y efectivas para el tratamiento de lixiviados, aprovechando procesos naturales y semi-naturales para la depuración de contaminantes, como los humedales construidos (7 publicaciones), biorremediación con el uso de microalgas (4 publicaciones), así como también procesos de adsorción de contaminantes con carbón activado (4 publicaciones) y el uso de filtros anaerobios (3 publicaciones). También es observable una tendencia hacia la integración de procesos biológicos con procesos de oxidación avanzada para mejorar la eficiencia en la remoción de contaminantes, tales como la fotocatalisis y la ozonización. En relación a la eliminación de contaminantes específicos, los más estudiados son los metales pesados (6 publicaciones).

Sin considerar los términos de lixiviado, tratamiento de lixiviado, relleno sanitario, residuos sólidos municipales y residuos sólidos, las palabras claves que más se repiten en los estudios hacen referencia a humedales, artificiales, metales pesados, microalgas y procesos avanzados de oxidación. La Figura 4 muestra la coocurrencia de palabras clave en el tratamiento de lixiviados. Entre los años 2015 y 2017 se identificaron palabras como *“biodegradation”*, *“bacteria”*, *“bioreactors”*, *“activated sludge”* y *“sewage”*, lo que sugiere el estudio de procesos biológicos de tratamiento; mientras que desde el 2018 hasta 2021 aproximadamente, se identifican palabras como *“chemical oxygen demand”* (DQO), *“organic matter”*, *“constructed wetlands”*, *“heavy metals”*, lo que indica investigaciones relacionadas con procesos de biorremediación y adsorción para la eliminación de la materia orgánica, en términos de DQO, y de metales pesados. Finalmente, y en años más recientes, desde 2022 a la actualidad, la aparición de *“advanced oxidation process”*, *“photocatalysis”*, *“ozone”*, *“microorganisms”* implica que las investigaciones alrededor del tratamiento biológico de lixiviados se están combinando con tecnologías de oxidación avanzada que permitan mejorar su efectividad. Esta tendencia es similar a la encontrada a nivel internacional, la diferencia radica en que en Colombia hay mayor interés por sistemas naturales de tratamiento como los humedales construidos, esto favorecido por las condiciones climáticas tropicales del país.

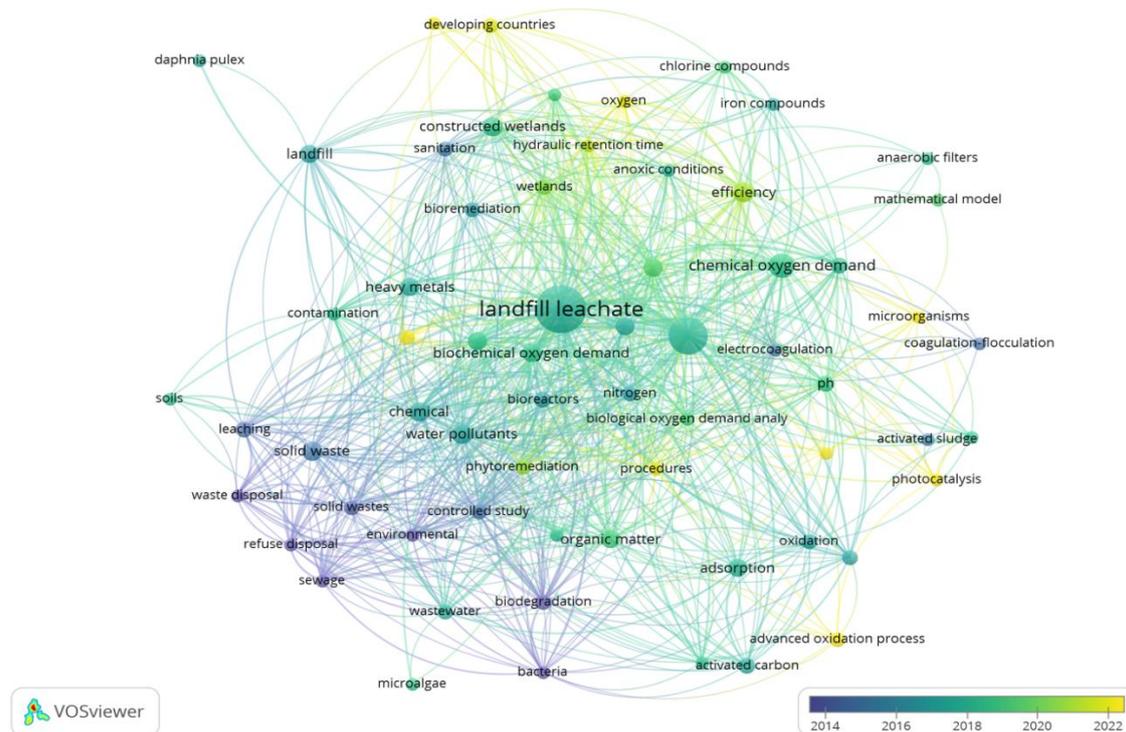


Figura 4. Coocurrencia de palabras claves.  
 La escala de colores refleja los periodos de mayor análisis y estudio para cada palabra.  
*Fuente: Datos de Bases de datos usando el software VOSviewer.*

Siendo el relleno sanitario de Doña Juana el más grande del país con la mayor generación y descarga de lixiviado en el país, se realizó la búsqueda de estudios y publicaciones desarrollada en este proyecto. En el periodo de 2015 a 2024 haciendo uso de las palabras clave “Doña Juana”, “Lixiviados” y “Colombia” y dado que la cantidad de artículos científicos en el tema de lixiviados es limitada, se amplió la búsqueda incluyendo tesis, boletines y demás publicaciones relacionadas con el fin de evaluar de manera global las temáticas investigadas. Se encontraron ocho (8) artículos científicos, siendo el más reciente del año 2021. De estas publicaciones la mayoría están relacionadas con tratamiento y manejo de lodos (4), el restante corresponde a evaluación del tratamiento de lixiviados (1), estimación de la producción de lixiviados (1), e impacto ambiental del vertido de los lixiviados sobre el medioambiente y la comunidad (2).

#### 4. PRODUCCIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES EN EL MUNDO

De acuerdo con el informe *What a Waste 2.0, A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050* del Banco Mundial y desarrollado por Kaza et al. (2018), en el año 2016 se generaron 2.010 millones de toneladas de residuos sólidos y se estima que para los años 2030 y 2050 se generen 2.590 y 3.400 millones de toneladas de residuos sólidos, respectivamente. Al tener como referencia los valores del Banco Mundial, se presenta una proyección lineal, por lo cual para el año 2024 se generarán 2.340 millones de toneladas de residuos (Figura 5).

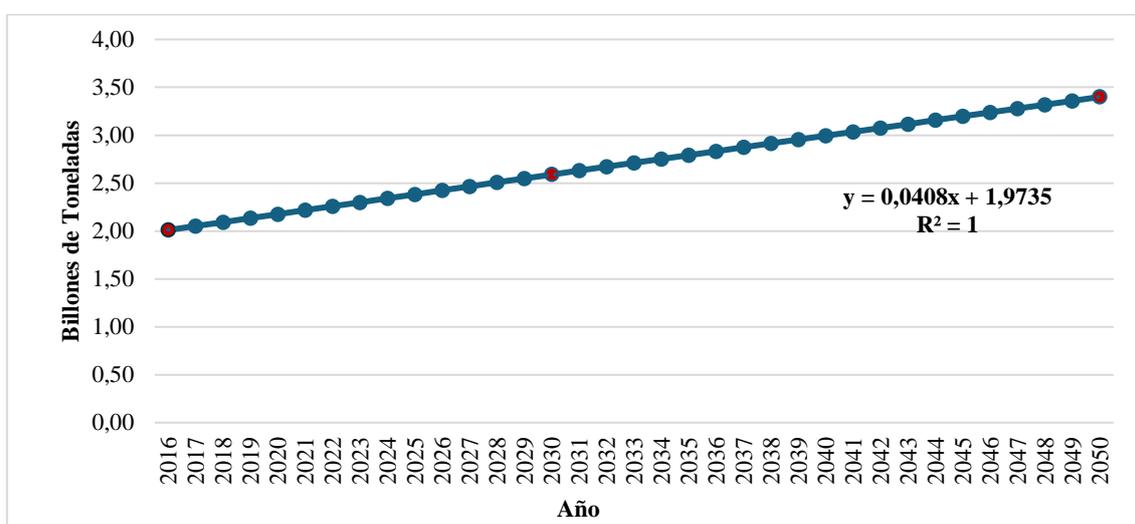


Figura 5. Generación Mundial proyectada de residuos sólidos.  
Fuente: Elaboración propia (Basado en Kaza et al. (2018), The World Bank).

El total y % de aporte generado por regiones globales sobre el total de residuos sólidos durante el año 2016 sitúa a la región de Asia Oriental y el Pacífico con la mayor generación de residuos, contribuyendo con un 23% lo que representó 468 millones de toneladas de residuos. En el caso opuesto, la región de Oriente Medio y el Norte Africano aportaron el 6% (129 millones de toneladas) del total de la producción de residuos sólidos en el 2016. Para el caso específico de América Latina y el Caribe, se evidenció una generación de 231 millones de toneladas, aportando el 11% de la generación mundial (Kaza et al., 2018). Estos datos se muestran en la figura 6.

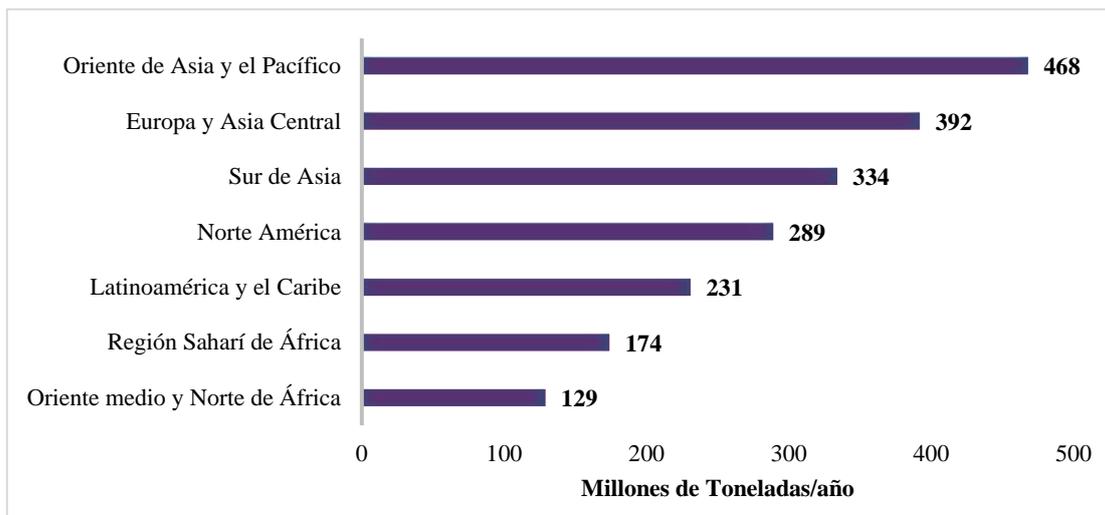


Figura 6. Generación (2016) de residuos sólidos por región mundial.

Fuente: Kaza et al. (2018) – The World Bank.

Los datos presentados revelan una disparidad significativa en la generación de residuos sólidos entre los países de altos y bajos ingresos. Para Cebraín (2002), en el año 2000, la población de Norte América y Europa en representación de los países con economías fuertes contaba con el 17,1% de la población mundial, mientras que para The World Bank (2018) en el año 2016 este porcentaje bajó un 1,1%; es decir, aunque las regiones de Norte América y Europa sólo representan el 16% de la población mundial, generan el 34% del total de residuos, 681 millones de toneladas de los residuos. De otra parte, los países de muy bajos ingresos representan el 9% de la población mundial, pero generan sólo alrededor del 5% de los desechos globales, 93 millones de toneladas (Kaza et al. 2018).

Estos datos incrementan la necesidad de abordar la gestión de residuos desde una perspectiva global y equitativa. Es fundamental implementar políticas y estrategias que fomenten la reducción, la reutilización y el reciclaje de residuos en todos los niveles, así como fortalecer la infraestructura y capacidades en los países de bajos ingresos para mejorar la gestión de residuos y reducir su impacto ambiental.

En el contexto de América Latina, en el 2016 se generaron 231 millones de toneladas, lo que equivale a una producción per cápita de 0,99 kg/habitante\*día de residuos, la cual es un 25% superior a la media global y un 16% y un 55% inferior a la generación per cápita de Europa-Asia Central y América del Norte, respectivamente, las cuales presentan producciones por persona de 1,18 y 2,21 kg por día. En la región de

Latinoamérica, la tasa de cobertura de recolección de residuos sólidos generados en las ciudades es muy dispar, pudiendo presentar cifras que indican que el 100% de los residuos es recolectado en Sao Paulo, San José, Río de Janeiro, Montevideo, Caracas o Bogotá, y en otro escenario, puede alcanzar cifras pobres de cobertura de recolección de residuos del 12% en Puerto Príncipe y del 13% en Jutiapa, Guatemala (Kaza et al. 2018).

En el ámbito de Colombia, se reportó una producción per cápita de residuos de 0,76 kg/habitante por día en el año 2016 (The World Bank, 2018). Esta producción es equiparable a la media global de 0,75 kg/habitante por día en el año 2019 (Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) y Departamento Nacional de Planeación, 2021). También, de acuerdo con el DANE, se producen 11 millones de toneladas de residuos al año que son dispuestos en rellenos sanitarios, además, de una tasa de reciclaje cercana al 11,82% (DNP, 2022). Lo anterior, permite tener un amplio margen de mejora en el proceso de reciclado de materiales, ya que algunas fuentes indican una composición del 60% para el material orgánico y 40% de elementos inorgánicos reciclables.

Para optimizar y apuntar a los procesos de mejora en los porcentajes de recuperación de materiales, Colombia se acogió en 2015 a los Objetivos de Desarrollo Sostenible como marco estratégico para lograr el desarrollo sostenible y resiliente a 2030. En general, se pretende fomentar el reciclaje, reducir el impacto ambiental negativo de los residuos, apoyar la responsabilidad extendida del productor y mejorar la política integral de residuos sólidos mediante la mejora en las condiciones sanitarias y de seguridad de la infraestructura sectorial y la reutilización y la valorización de los residuos (DNP, 2022).

Si bien, esta estrategia ha dado frutos parciales que indican un incremento en la tasa de reciclaje y nueva utilización de materiales pasando de un 7,85% en 2016 a un 14,46% en 2020 (DANE, 2022), lo cierto es que se requiere de una articulación entre los sectores para crear canales de recuperación y mercados emergentes para reincorporar favorablemente estos elementos a las cadenas productivas del país. De igual forma, se lanzó en 2019 la Estrategia Nacional de Economía Circular, que plantea pasar de un modelo lineal hacia uno circular (DNP, 2022).

En Colombia, del año 2015 a 2022 se dispusieron 89.962.128,06 de toneladas de RSU en los sistemas de disposición final (Relleno sanitario, Celda de contingencia, celda transitoria, botadero o vertedero a cielo abierto). Del total, un 98% se ha dispuesto en sistemas autorizados por las Autoridades Ambientales (Tabla 3).

Tabla 3. Toneladas dispuestas de RSU en Colombia – Periodo de 2015-2022.

Año	Toneladas Dispuestas			Fuente de información
	En sistemas autorizados	En sistemas NO autorizados	Total	
2015	9.752.850,00	214.993,00	9.967.843,00	(SSPD, 2016)
2016	11.032.466,00	268.328,00	11.300.794,00	(SSPD, 2017)
2017	10.007.422,00	320.129,00	10.327.551,00	(SSPD, 2018)
2018	11.056.824,00	248.309,00	11.305.133,00	(SSPD, 2019)
2019	11.329.915,34	193.891,91	11.523.807,25	(SSPD, 2020)
2020	11.428.123,58	172.725,63	11.600.849,21	(SSPD, 2021)
2021	11.801.299,30	151.141,60	11.952.440,90	(SSPD, 2023a)
2022	11.757.218,52	226.491,18	11.983.709,70	(SSPD, 2023b)
<b>%</b>	<b>98%</b>	<b>2%</b>	<b>100%</b>	

Fuente: Elaboración propia - Adaptada de datos de la SSPD.

Con miras a reducir la cantidad de residuos que ingresan a los sistemas de disposición final, el Gobierno de Colombia en cabeza del Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio expidió la normatividad donde da señales relacionadas con la separación en la fuente en el marco de los Planes de Gestión Integral de Residuos Sólidos (PGIRS) y en la reglamentación de la actividad de aprovechamiento, que se encuentra en el Decreto Único Reglamentario 1077 del 2015. En ese sentido, el decreto define la separación en la fuente como la clasificación de los residuos sólidos en aprovechables y no aprovechables por parte de los usuarios en el sitio donde se generan, de acuerdo con lo establecido en el PGIRS. Lo anterior se realiza para presentar los residuos en el proceso de recolección y transporte a las estaciones de clasificación y aprovechamiento, o de su disposición final, según sea el caso (DNP, 2022).

#### 4.1. Panorama general de la generación de residuos sólidos urbanos

De acuerdo con el informe *Perspectiva Mundial de la Gestión de Residuos 2024*, se prevé que la generación de residuos sólidos urbanos en el mundo aumente de 2.300 millones de toneladas en 2023 a 3.800 millones de toneladas en 2050 (ONU, 2024) y como ya se expresó, para el Banco Mundial la cifra más alentadora en la generación de residuos sólidos urbanos es que será de 3.400 millones de toneladas.

La figura 7 presenta la producción per cápita por país dejando marcada que, en relación con el índice poblacional, América del Norte, Australia y algunos países europeos presentan la mayor producción per cápita de residuos.

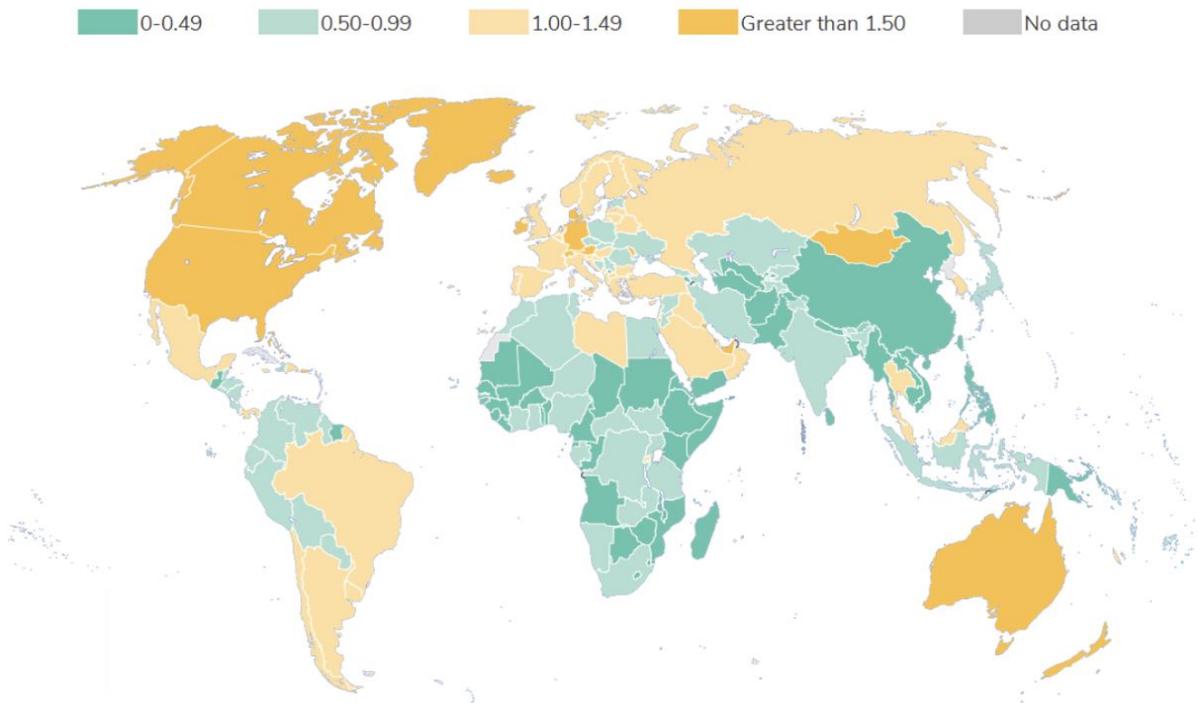


Figura 7. Residuos sólidos municipales generados per cápita (kg/habitante\*día)  
Fuente: *The World Bank (2018)*

En el caso de Norte América, se produce la mayor cantidad promedio de desechos per cápita, a 2,21 kilogramos por día, cuyo países que lo conforman, son naciones de altos ingresos, mientras que las regiones con naciones de ingresos bajos y medios generan la menor cantidad de residuos per cápita: promedios del África subsahariana con 0,46 kilogramos por día, el sur de Asia con 0,52 kilogramos por día y el este de Asia y Pacífico con 0,56 kilogramos por día (Kaza et al., 2018).

## **4.2. Características y composición de los residuos sólidos urbanos**

Como se describió anteriormente, la generación de los residuos aumenta con el desarrollo económicos de los países y los niveles de ingreso económico también tienen un impacto en las características y composición de los residuos sólidos urbanos. Las regiones de bajos ingresos cuentan generalmente con regiones rurales más extensas, por lo cual la sociedad vive en cercanías a los lugares de producción de los alimentos, lo que reduce el empleo de envases y usados únicamente para el transporte a las urbes. De otra parte, las regiones con ingresos más altos y las poblaciones más urbanizadas requieren más embalaje para transportar alimentos de forma segura desde el campo a la ciudad por lo cual hacen uso de mayor cantidad de plásticos y envases para el transporte, embalaje y procesamiento seguro de los comestibles (Chen et al., 2014).

Se ha visto que cuanto mayor es la capacidad adquisitiva de la población es frecuente la tendencia a usar productos que aumentan el empleo de envases desechables; el tipo de residuos sólidos que se generan en mayor cantidad en todos los segmentos es de tipo aprovechables (> del 80%), de los cuales de la gran mayoría es compostable (> del 75%), mientras que los residuos sólidos no aprovechables están entre 12 a 17 %, y en pocas cantidades los residuos sólidos peligrosos que no supera el 2% (Dávila Díaz, 2019).

El impacto de sus patrones de consumo se evidencia en la composición de los RSU, por ejemplo, en la composición de RSU en América del Norte y Europa donde el porcentaje de residuos orgánicos es claramente inferior a las demás regiones mundiales compensando su generación con índices más elevados de papel, cartón y plástico en general. Otros factores que afectan la composición de los RSU incluyen el clima (se pueden generar más desechos de jardín en áreas con elevadas precipitaciones), densidad de población y prácticas culturales (Singhal et al., 2022).

La figura 8 presenta la composición promedio de los residuos sólidos urbanos generados en las diferentes regiones del mundo, siendo los países de África, Asia, Caribe Centroamérica y Sudamérica los que presentan mayor porcentaje de generación de material orgánico ( $\geq 60\%$ ) enmarcado en residuos de jardinería y restos de comida, principalmente.

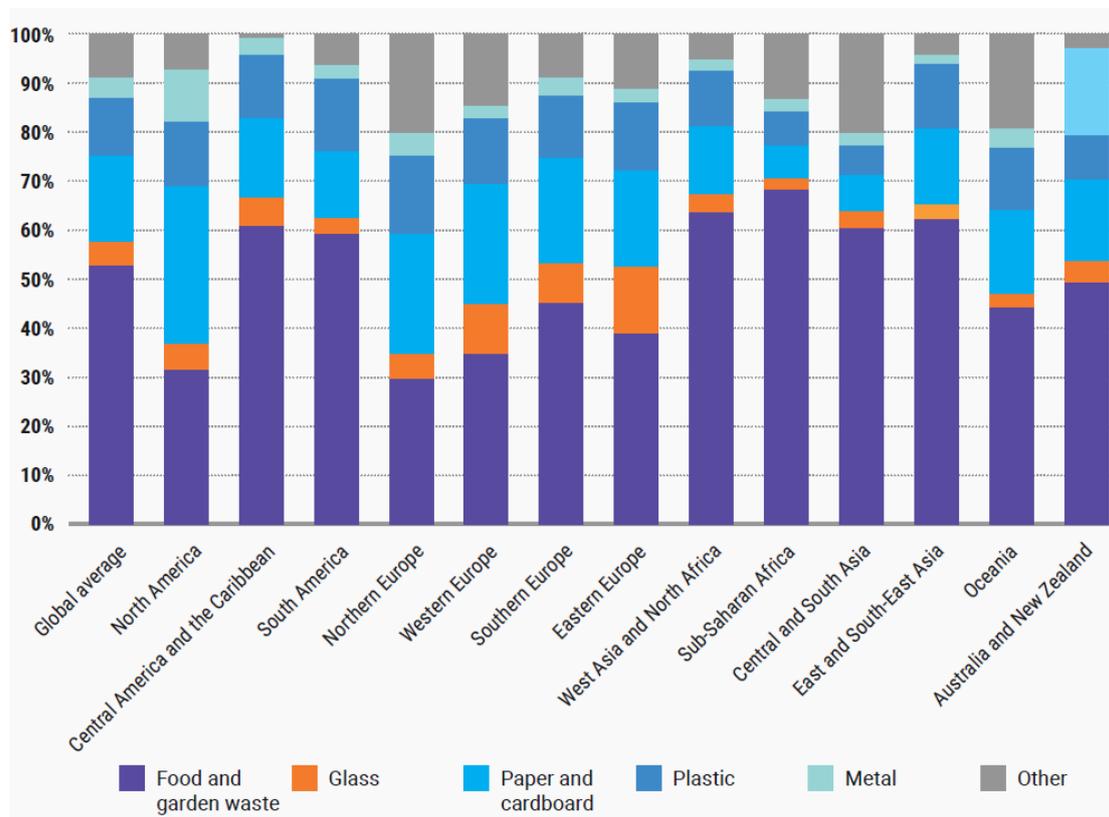


Figura 8. Promedio mundial y desglose regional de la composición de los residuos sólidos municipales. “Otros” incluye artículos como textiles, madera, caucho, cuero y productos de higiene personal y del hogar.

Fuente: ONU (2024)

A continuación, la tabla 4 muestra la comparativa de porcentajes de composición de residuos sólidos urbanos generados en el mundo de acuerdo con los informes emitidos por el Banco Mundial y las Naciones Unidas, y pese a que se presentan diferencias en los porcentajes informados, se evidencia una marcada tendencia global a generar mayores residuos orgánicos y la mayor parte de la totalidad de residuos son susceptibles de reciclaje y/o aprovechamiento.

Tabla 4. Composición media de los residuos generados en el mundo.

Tipo de residuo	World Bank	ONU
Restos de alimentos y jardinería	44%	52%
Papel y cartón	17%	17%
Otros	18%	9%
Plástico	12%	13%
Vidrio	5%	5%

Tipo de residuo	World Bank	ONU
Metal	4%	4%
<b>Total</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

Fuente: Elaboración propia (Adaptado de The World Bank (2018) y ONU (2024))

Tomando como referencia la base de datos del Banco Mundial (2024) y la especificidad de datos para cada país, se toman como referencia países de América del Norte y Europa para compararlo frente a algunos países de África. Mientras que para el primer caso de países se puede alcanzar mínimos de generación de material orgánico del 19,4% con máximos del 49%, el valor de referencia más bajo para los países africanos corresponde al 51,8% con picos de hasta el 87,6% (Tabla 5). Se evidencia la sustancial diferencia entre los países desarrollados y en vías de desarrollo. Así mismo, los materiales recuperables asociados con vidrio, metal, papel, cartón y plástico se presentan en mayor medida en los países desarrollados. Se omite el valor de referencia presentado en Burkina Faso, el cual presenta una composición de un 21% de material orgánico y de un 61% de otros materiales, lo que indica un desconocimiento y falta de caracterización en el país de occidente africano, lo cual constituye en cierta medida una tendencia a la falta de información específica sobre la generación, gestión y tratamiento de residuos con especial énfasis en los países con bajo ingreso per cápita.

Tabla 5. Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos – Países de referencia.

País	Composición de RSU (%)						Total
	Material orgánico	Vidrio	Metal	Otros	Papel-cartón	Plástico	
<b>Australia</b>	48,4	3,8	19,4	3,5	17,3	7,6	<b>100</b>
<b>Canadá</b>	24	6	13	8	47	3	<b>101</b>
<b>España</b>	49	8	3	16	15	9	<b>100</b>
<b>Francia</b>	32	10	3	26	20	9	<b>100</b>
<b>Reino Unido</b>	19,4	2,2	3,5	35,8	18,9	20,2	<b>100</b>
<b>Italia</b>	34,4	7,6	4,3	19,2	22,8	11,6	<b>99,9</b>
<b>USA</b>	28,2	4,4	9	18,9	26,6	12,9	<b>100</b>
<b>Angola</b>	51,8	6,7	4,4	11,5	11,9	13,5	<b>99,8</b>
<b>Burundi</b>	81	2,9	2,1	3,2	7,3	3,5	<b>100</b>
<b>Benín</b>	52,1	1,6	1,6	34,3	3,1	7,3	<b>100</b>
<b>Burkina Faso</b>	21	1	1	61	7	9	<b>100</b>
<b>Camerún</b>	83,4	0,1	0,7	10,4	2,1	3,3	<b>100</b>

País	Composición de RSU (%)						Total
	Material orgánico	Vidrio	Metal	Otros	Papel-cartón	Plástico	
<b>Etiopía</b>	87,6	0,8	1,2	4,4	3,8	2,3	<b>100,1</b>
<b>Kenia</b>	57	3	1	9	11,3	18,7	<b>100</b>
<b>Chad</b>	70	1	2	18	3	6	<b>100</b>
<b>Uganda</b>	74,5	0,8	0,6	10,6	6	7,6	<b>100,1</b>
<b>China</b>	61,2	2,1	1,1	16,2	9,6	9,8	<b>100</b>

*Fuente: Elaboración propia- Adaptado de Banco Mundial (2024)*

En el caso de China, país que ha estado migrando con éxito desde una perspectiva basada en la producción primaria a una expansión económica mundial sin precedentes (Parrales et al., 2018), pese a estar en proceso transicional de economía emergente como potencia mundial, mantiene la generación de residuos sólidos urbanos mayoritariamente orgánico. A un nivel más profundo, la idea del desarrollo de China también cuestiona las nociones de modernización y desarrollo económico (Chen y Goodman, 2011), y el proceso de transición de mercado en China se encuentra lejos de considerarse completo por lo cual, puede presentar un cambio importante en las próximas décadas en la caracterización de los RSU que sean generados.

De acuerdo con los datos del Banco Mundial (2024), los residuos generados en América Latina y el Caribe presentan una composición del 52% de material orgánico (resto de alimentos y jardinería), 15% de otros, 13% de papel y cartón, 12% de plásticos y un 8% compuesto por metales, madera, gomas y caucho. Para el caso específico de Sudamérica, teniendo en cuenta la Tabla 6, y su representación en la Figura 9, los porcentajes de generación por tipo de residuos en cada país no presentan mayores fluctuaciones encontrando economías con diferencias, claramente, pero que mantienen el modelo de generación de residuos, siendo la generación de residuos orgánicos cercana o mayor del 50%.

Tabla 6. Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos – Sudamérica.

País	Composición de RSU (%)						Total
	Material orgánico	Vidrio	Metal	Otros	Papel-cartón	Plástico	
<b>Argentina</b>	48,69	3,16	1,84	17,71	13,96	14,61	99,97
<b>Bolivia</b>	55,2	2,9	2,5	22,7	6,5	10,2	100
<b>Brasil</b>	51,4	2,4	2,9	16,7	13,1	13,5	100

País	Composición de RSU (%)						Total
	Material orgánico	Vidrio	Metal	Otros	Papel-cartón	Plástico	
Chile	53,3	6,6	2,3	16	12,4	9,4	100
Colombia	59,58	2,35	1,1	15,74	8,4	12,83	100
Ecuador	58,67	3,01	1,53	15,09	10,25	11,44	99,99
Guyana	50,1	4,7	4,2	16,1	10,7	14,2	100
Perú	53,4	3,05	2,64	22,95	7,44	10,52	100
Paraguay	-	-	-	-	-	-	-
Surinam	57	3	3	24		11	98
Uruguay	53,5	3	5	7,5	20	11	100
Venezuela	-	-	-	-	-	-	-

Fuente: Elaboración propia- Adaptado de Banco Mundial (2024)

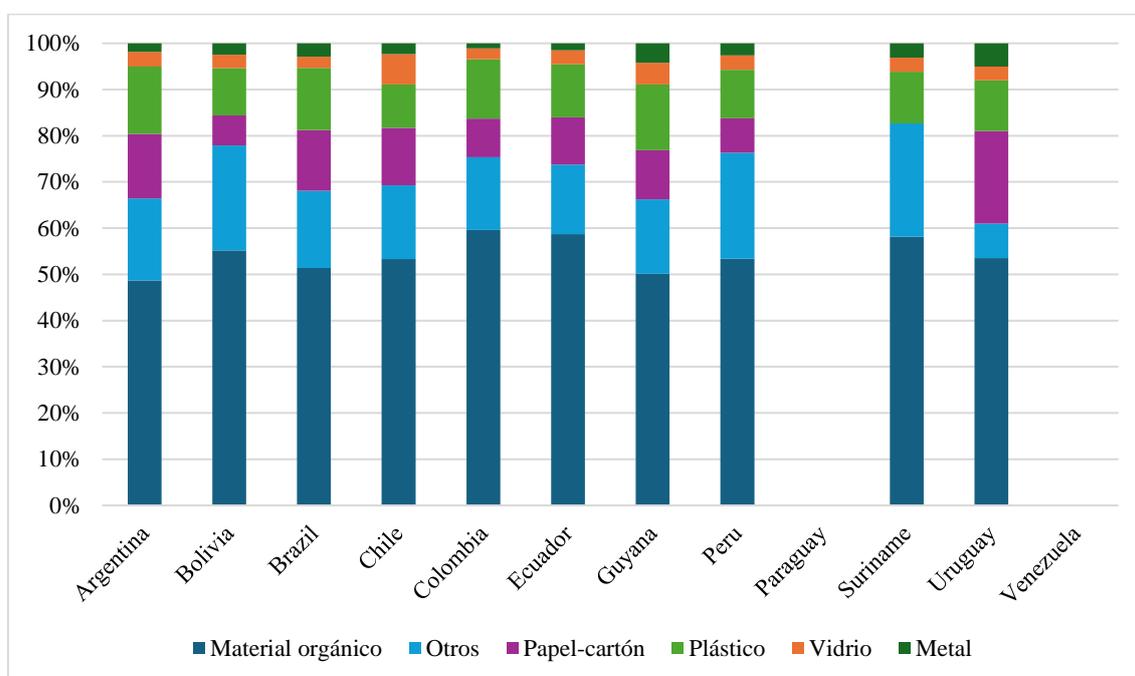


Figura 9. Caracterización de Residuos Sólidos Urbanos – Sudamérica. No se registran datos de referencia de caracterización de los residuos sólidos urbanos en Paraguay y Venezuela.

Fuente: Elaboración propia- Adaptado de Banco Mundial (2024).

### 4.3. Caso de estudio de enfoque: Colombia

En comparación con los países de América Latina y el Caribe, Colombia muestra un comportamiento similar en cuanto a la caracterización de los RSU que se disponen en los Rellenos Sanitarios. La diferencia más amplia se presenta en el contenido de material orgánico, donde Colombia presenta un 7,58% mayor respecto a la media de la región (Figura 10).

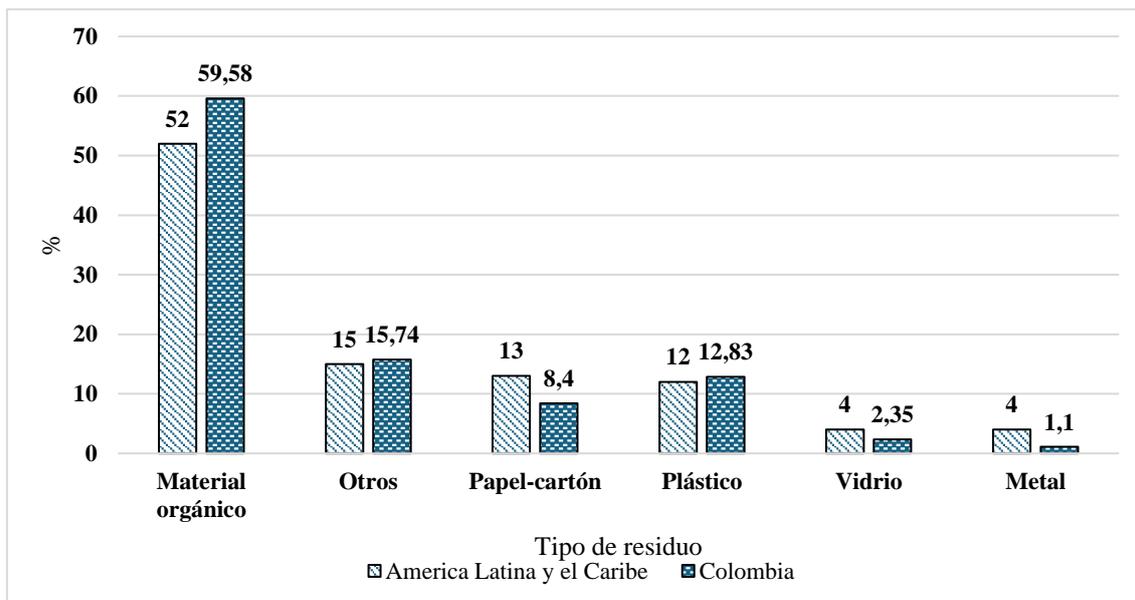


Figura 10. Comparación de composición de RSU de Colombia y la región.  
 Fuente: Elaboración propia -Adaptado de Banco Mundial (2024).

En 2019, se realizó una encuesta en municipios disgregados por el país encontrando que en el 99% de los municipios se realiza recolección y transporte de los residuos por lo que se considera que es la actividad del servicio público de aseo que se presta en la mayoría de las áreas urbanas del país, sin embargo, pese a que el contenido de material orgánico es cercano al 59,58% de la composición de los residuos de los colombianos, no es una actividad que se preste, regule o controle por los prestadores del servicio de recolección de residuos.

En el país, cuatro de cada diez municipios manifestaron tener al menos una Estación de Clasificación y Aprovechamiento (ECA), que es la infraestructura esencial para la gestión de los residuos domiciliarios en la actividad de aprovechamiento de los residuos generados en el país, y siete de cada diez ECAS disponen de algún tipo de equipo especializado para la gestión de residuos aprovechables (Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) y Departamento Nacional de Planeación, 2021). Es decir, si bien se tienen avances para la gestión y aprovechamiento de los residuos, hay mucho margen de mejora para lograr tener un impacto realmente significativo en la disminución de los volúmenes de residuos que se disponen en el país.

## 5. DESTINOS ACTUALES DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

El tratamiento y eliminación de los residuos sólidos urbanos es actualmente realizado a través de sistemas de reciclaje, compostaje, digestión anaerobia, incineración, vertidos, vertederos que pueden ser a cielo abierto, controlados – no controlados o rellenos sanitarios. La gestión y tratamiento de los residuos en porcentajes globales se indican a continuación (Tabla 7):

Tabla 7. Gestión de los RSU a nivel mundial

Gestión del RSU	WORLD BANK	ONU
Compostaje	5,5%	19%
Reciclaje	13,5%	
Incineración	11%	13%
Vertedero controlado	4%	38%
Vertedero a cielo abierto	33%	
Vertedero no especificado	25%	30%
Relleno sanitario	7,7%	
Otro	<1%	-

*Fuente: Elaboración propia - Adaptada de The World Bank (2018) y ONU (2024).*

En todo el mundo, el casi el 30% de los residuos sólidos es eliminado a través de vertederos sin más información específica o a través de rellenos sanitarios y un 38% de los residuos siguen siendo depositados a cielo abierto sin ningún tipo de control generando afectaciones no solo al medio ambiente sino problemas de tipo social. Alrededor del 19% se somete a recuperación de materiales a través de reciclaje y compostaje y un 12 por ciento de los residuos se tratan a través de sistemas de incineración (en el mejor de los casos para la generación de energía). Por lo anterior, los gobiernos reconocen cada vez más los riesgos y costes de vertederos y la búsqueda de métodos sostenibles de eliminación de residuos (The World Bank, 2018).

El Banco mundial explica las prácticas de eliminación de residuos conforme el nivel de ingresos por región de la siguiente forma:

“Las prácticas de eliminación de residuos varían significativamente según el nivel de ingresos y la región (Figura 11). El vertedero a cielo abierto prevalece en los países de bajos ingresos, donde todavía no hay vertederos disponibles. Alrededor del 93 por ciento de los residuos se queman sin control, mientras que sólo el 2 por ciento de los residuos se vierte en los países de altos ingresos. Más de dos tercios de los residuos se vierten en el sur de Asia y en Regiones del África sahariana.

A medida que las naciones prosperan económicamente, los residuos se gestionan utilizando métodos más sostenibles. La construcción y el uso de vertederos suele ser el primer paso hacia una gestión sostenible de los residuos. Mientras que sólo el 3 por ciento de los residuos son depositados en vertederos en países de bajos ingresos, alrededor del 54 por ciento de los residuos son enviados a vertederos en países de ingresos medianos altos. Además, los países más ricos tienden a poner mayor énfasis en la recuperación de materiales a través del reciclaje. Y compostaje. En los países de altos ingresos, el 29 por ciento de los residuos se reciclan y el 6 por ciento son compostados y la incineración también es más común alcanzando el 22 por ciento de los residuos, en gran medida dentro de límites de alta capacidad con limitaciones territoriales como Japón y las Islas Vírgenes Británicas.

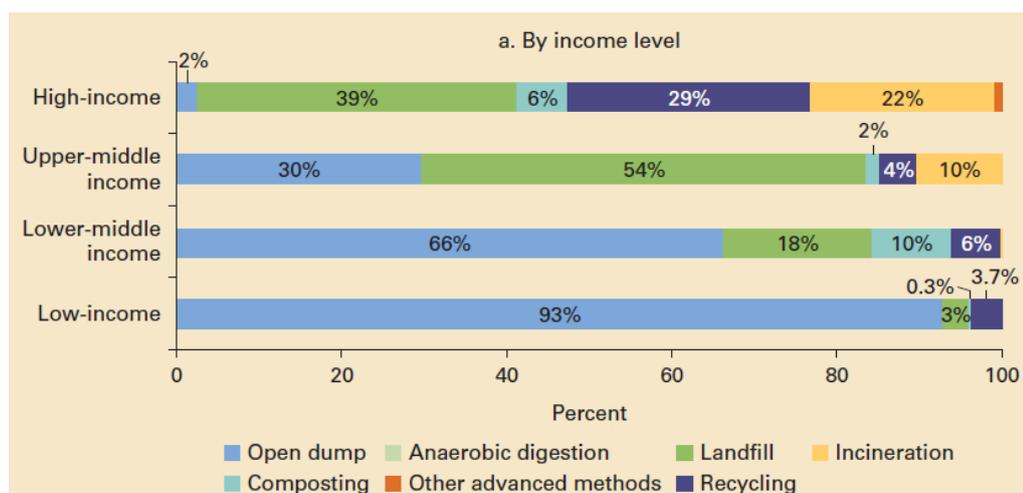


Figura 11. Sistema de Gestión de RSU por nivel de ingresos de los países  
Fuente: The World Bank (2018)

Por regiones se evidencia disparidades importantes. Existe una clara tendencia en Norte América (36%), Europa (entre 25% y 55) y Australia y Nueva Zelanda (54%) a impulsar el sistema de reciclaje de modo que se propulse la economía circular mientras que Centro América, el Caribe, Sur América, África y Asia los porcentaje no superan el 12%.

En relación con la disposición de RSU en rellenos sanitarios, irónicamente en la mayor parte de África, Asia y Centro América se encuentran los niveles más bajo en el empleo de esta alternativa, ya que la mayor fracción de los RSU son vertidos en sistema no controlados, lo que incrementa el problema por la disposición no apropiada de residuos. En Norte y Sur América y las regiones del Sureste y Este de Europa, Oeste de Asia y Norte de África la alternativa de Relleno Sanitario predomina para la gestión de los residuos. Mientras que la incineración de los RSU para la generación de energía tiene sus mayores adeptos en Norte América, Noreste, Oeste y Sureste de Europa junto con la región del Este y Oeste de Asia impulsada mayoritariamente por el aporte que presenta Japón (ONU, 2024).

Los sistemas de residuos sólidos en la región de América Latina y el Caribe se encuentran en el proceso de modernización, aunque las prácticas varían según el nivel de ingresos. A nivel urbano, muchas ciudades han iniciado programas de separación en origen, y las tasas de reciclaje son más altas para materiales como el aluminio, el papel y el plástico. El reciclaje es común en la región excepto en las islas del Caribe, donde los mercados de reciclaje son incipientes (Kaza et al., 2018).

Algunas ciudades de la región están empezando a convertir el gas de vertedero en energía. Otras ciudades están explorando nuevas tecnologías como la incineración de residuos para generar energía y la digestión anaeróbica. La digestión anaeróbica está recibiendo especial atención, pero los proyectos se encuentran en etapas muy tempranas. Desde una perspectiva política, la mayoría de los países y ciudades cuentan con al menos un mecanismo regulatorio para guiar las actividades de gestión de residuos (Kaza et al., 2018).

Conscientes de que “algo es necesario para implementarse” debido a la problemática que supone la disposición de residuos sólidos urbanos, en la búsqueda de alternativas viables, rentables, ecológicas y sustentables, la sociedad y la comunidad investigadora ha puesto su mirada y apuesta para extraer la mayor proporción de beneficios de los RSU. Por ello, diferentes investigaciones se han realizado sobre los tratamientos químicos como la incineración, proceso de pirólisis, gasificación u otros procesos como la digestión anaerobia como tratamiento biológico, sin que estas

alternativas dejen de lado el reciclaje y compostaje como alternativas no solo rentables sino sencillas de implementar.

Como ya se evidenció, el método más utilizado tradicionalmente para la gestión de los RSU ha sido el uso de los vertederos y en el mejor de los casos en rellenos sanitarios, pero actualmente se prefieren otras técnicas medioambientalmente más favorables para gestionar dichos residuos. Entre éstas se encuentran el reciclado, los tratamientos biológicos y los tratamientos termoquímicos (Figura 12). De todas ellas, las tecnologías más usadas son aquellas que están basadas en métodos termoquímicos como la incineración. Existen dos métodos adicionales para poder valorizar energéticamente los RSU, la gasificación y la pirólisis, pero su grado de desarrollo no es comparable con el de la incineración. Por otro lado, los procesos de tratamiento biológico, como la biometanización y el compostaje, son menos utilizados que la incineración (Dueñas y Fecha, 2014).



Figura 12. Opciones de tratamiento de los RSU.

Fuente: Mateo et al., (2012)

La única alternativa de tratamiento que no genera un producto aprovechable es el vertido. Para efectos de la investigación se realizará énfasis en la disposición en rellenos sanitarios, reciclaje y compostaje ya que son las alternativas con mayor aceptación en el continente americano. La incineración, pese a estar difundida es una alternativa con bastante potencialidad de ser implementada.

### **5.1. Disposición en vertederos y rellenos sanitarios**

Un vertedero es el lugar donde se vierten basuras y escombros (RAE, 2024). Una definición específica de relleno sanitario puede indicarse como el espacio destinado para la disposición final de los residuos sólidos. Son instalaciones especialmente diseñadas para no causar riesgo para la salud o la seguridad pública, ni perjudicar el ambiente durante su operación o después de su clausura. Podría definirse como una tecnología donde se confina la basura en un área lo más estrecha posible, compactándola para reducir su volumen y cubriéndola a diario con capas de suelo (Torri, 2017).

Los rellenos sanitarios son la opción más práctica y económica para el tratamiento de los residuos sólidos urbanos. Sin embargo, el creciente volumen de RSU generados en las grandes ciudades origina que la vida útil de los rellenos sanitarios sea limitada. Uno de los problemas más comunes es la oposición de la comunidad frente a la construcción de nuevos rellenos sanitarios (Torri, 2017).

Más de dos tercios de los residuos en América Latina y el Caribe región se elimina en algún tipo de vertedero y aunque parte de estos pueden ser vertederos bien administrados, existe aproximadamente el 27 por ciento de la eliminación y el tratamiento de residuos a través de vertederos no controlados o botaderos a cielo abierto (Banco Mundial, 2024). Es decir que cerca del 95% de los RSU generados en América Latina y el Caribe se terminan siendo dispuestos en algún tipo de relleno o vertedero.

En Colombia, por lo general, el destino final más empleado de los RSU es su disposición en rellenos sanitarios. Aunque los rellenos que existen en la actualidad poseen diversidad de problemas operativos, los encontrados con mayor frecuencia son un inadecuado tratamiento de los lixiviados, la emisión de olores desagradables y un manejo pobre de la cobertura de los residuos sólidos. Aunque es necesario mejorar la operación y el mantenimiento de los rellenos, también es urgente incrementar el compromiso de las Agencias Ambientales y de Salud en programas que disminuyan la producción de basuras y promuevan el uso sostenible de aquellos residuos con valor económico (Noguera y Olivero, 2010).

No obstante, la disposición final en rellenos sanitarios es la última estrategia en la jerarquía internacionalmente aceptada para la gestión integral de residuos (Figura 13).

Esta jerarquía fue ratificada en Colombia a través del CONPES 3876 de 2016, y en ella se establece que la prioridad es la prevención, seguida de la reutilización, el aprovechamiento, el tratamiento y, por último, la disposición final (UAESP, 2020).

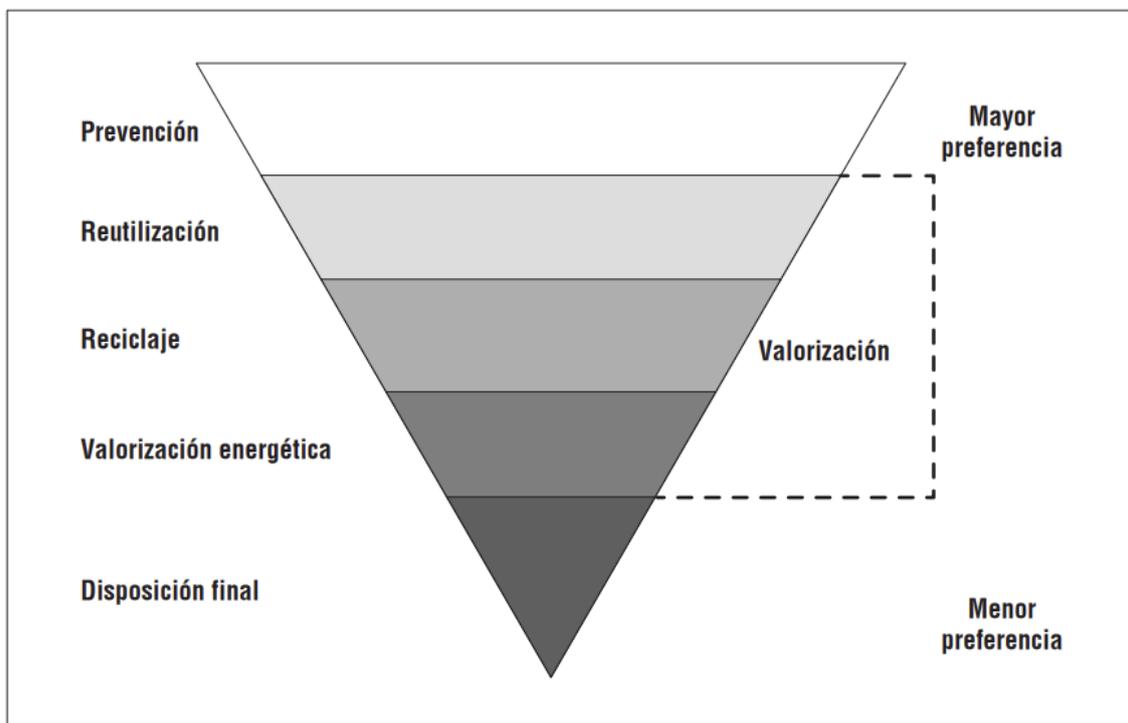


Figura 13. Jerarquía de sistemas para la gestión de los Residuos.

Fuente: Ossio et al., (2019) - basado en Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo.

La Ley 7/2022, de 8 de abril, de Residuos y Suelos Contaminados Para Una Economía Circular del Estado Español, en su capítulo I, Disposiciones generales, artículo 2, Definiciones, relaciona el significado las palabras relativas en torno a la gestión de residuos:

- **Eliminación:** cualquier operación que no sea la valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o materiales, siempre que estos no superen el 50 % en peso del residuo tratado, o el aprovechamiento de energía.
- **Gestión de residuos:** la recogida, el transporte, la valorización y la eliminación de los residuos, incluida la clasificación y otras operaciones previas; así como la vigilancia de estas operaciones y el mantenimiento posterior al cierre de los vertederos.

- **Preparación para la reutilización:** la operación de valorización consistente en la comprobación, limpieza o reparación, mediante la cual productos o componentes de productos que se hayan convertido en residuos se preparan para que puedan reutilizarse sin ninguna otra transformación previa y dejen de ser considerados residuos si cumplen las normas de producto aplicables de tipo técnico y de consumo.
- **Prevención:** conjunto de medidas adoptadas en la fase de concepción y diseño, de producción, de distribución y de consumo de una sustancia, material o producto, para reducir:
  1. La cantidad de residuo.
  2. Los impactos sobre el medio ambiente y la salud humana.
  3. El contenido de sustancias peligrosas.
- **Reciclado:** toda operación de valorización mediante la cual los materiales de residuos son transformados de nuevo en productos, materiales o sustancias, tanto si es con la finalidad original como con cualquier otra finalidad. Incluye la transformación del material orgánico, pero no la valorización energética ni la transformación en materiales que se vayan a usar como combustibles o para operaciones de relleno.
- **Recogida separada:** la recogida en la que un flujo de residuos se mantiene por separado, según su tipo y naturaleza, para facilitar un tratamiento específico.
- **Reutilización:** cualquier operación mediante la cual productos o componentes de productos que no sean residuos se utilizan de nuevo con la misma finalidad para la que fueron concebidos.
- **Tratamiento:** las operaciones de valorización o eliminación, incluida la preparación anterior a la valorización o eliminación.
- **Valorización:** cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales, que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una función particular o que el residuo sea preparado para cumplir esa función en la instalación o en la economía en general.

En Colombia, el 69% de los municipios cuenta con rellenos sanitarios para la disposición final. Esta actividad se ha regionalizado, por lo que cada vez existen menos

sitios de disposición final (Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) y Departamento Nacional de Planeación, 2021) y de acuerdo con el Banco Mundial (2018), el 93% de los RSU en Colombia ingresan a un sistema de disposición final de vertedero o relleno sanitario (Tabla 8).

Tabla 8. Cantidad por tipo de sitio de disposición de los RSU en Colombia

<b>Año</b>	<b>Botadero a cielo abierto</b>	<b>Celda transitoria</b>	<b>Celda de Contingencia</b>	<b>Relleno Sanitario</b>	<b>Total</b>
2015	46	20	11	147	224
2016	54	35	13	158	260
2017	41	18	8	144	211
2018	101	15	15	174	305
2019	98	14	18	171	301
2020	84	10	13	174	281
2021	77	12	12	165	266
2022	79	10	13	160	262

*Fuente: Elaboración propia – Basado en informes de la SSPD de 2015 a 2022.*

El análisis de los datos permite inferir que la mayor parte de los RSU generados en el país son dispuestos sin que sufran un proceso de aprovechamiento y de este total, de acuerdo con la SSPD entre 96% y 97% de los residuos son dispuestos en relleno sanitario. Además, teniendo en cuenta que el 59,58% de la composición de los residuos generados en el país son catalogados como material orgánico y sumado a la cobertura y operación deficiente de los rellenos sanitarios y en términos a no seguir las normas de construcción, pueden ocasionar que se genere un impacto sobre la salud ambiental debido a la generación de gases y lixiviados, relacionados con efectos nocivos en la salud (Álvarez et al., 2021).

## **5.2 Alternativas de aprovechamiento de residuos sólidos municipales**

Con el fin de jerarquizar los sistemas para la gestión de los residuos sólidos urbanos y obtener algún beneficio económico por dicha gestión, las alternativas de

reciclaje e incineración cobran fuerza (no tanto como se quisiera) pero cada día la sociedad toma consciencia del potencia de los RSU para la generación de productos.

### 5.2.1 *Reciclaje*

Los seres humanos han estado reciclando desechos agrícolas desde el Edad de Piedra (Guttman, 2005) y los romanos han fundido metales y vidrio hace 2.000 años (Healy, 1978). A pesar de estos antecedentes, sólo el 19% de los RSU se aprovechan mediante el reciclado incluyendo los metales, papel, cartón, algunos tipos de plásticos y se incluyen en este componente la fracción de residuos biodegradables tratada mediante compostaje y digestión anaeróbica (para producir biogás).

La reutilización y el reciclaje reducen la demanda de productos que consumen mucha energía y extracción de materias primas perjudiciales para el medio ambiente (Lizárraga-Mendiola et al., 2022). Hoy no se habla de basura, sino de residuos; residuos que pueden ser insumo o materia prima para productos (MINAMBIENTE, 2022).

Las tasas de reciclaje varían significativamente entre países y regiones (Figura 14). Las regiones de altos ingresos reportan tasas de reciclaje de más de 50%, mientras que en el África subsahariana, Oceanía y Sur América, por ejemplo, la tasa de reciclaje se acerca 5% - 6%. El Oeste, Norte y el Sur de Europa tienen una de las tasas de reciclaje más altas del mundo (56%, 44% y 42%, respectivamente). Pese a que Norte América, presenta datos de reciclaje del 37%, al realizar la comparativa respecto al total de RSU generados, se evidencia que recuperan mayor cantidad de residuos que toda Europa junta. Cabe destacar que el reciclaje no es la solución definitiva y se entiende que el objetivo principal de la gestión de residuos es reducir la generación.

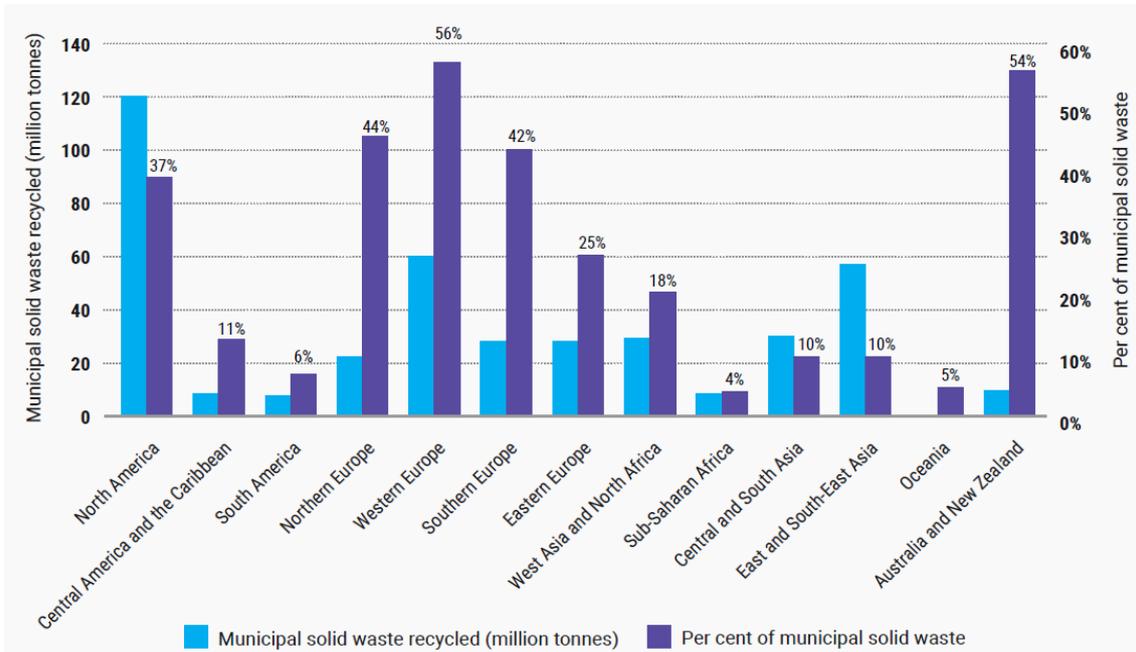


Figura 14. Millones de toneladas recicladas y % que representa sobre el total de RSU generados por diferentes regiones.  
Fuente: ONU (2024)

En América Latina y el Caribe, están surgiendo sistemas de aprovechamiento, aunque el alcance de la implementación varía según el país. Muchas ciudades están centradas en recuperar; por ejemplo, ciudades como Montevideo (Uruguay) y Bogotá y Medellín (Colombia), reciclan más del 15 por ciento de los residuos. Además, ciudades como Ciudad de México (México) y Rosario (Argentina), compostan más del 10 por ciento de los residuos (Kaza et al., 2018).

En Colombia, la Superservicios registró que en 2018 se reportaron 974.039 toneladas de productos reciclados de los residuos, en el 2019 fueron 1.407.785 toneladas y en 2020 1.903.269 toneladas, los cuales fueron aprovechados por 494 prestadores del servicio público de aseo, lo que significa que en el país ha venido incrementándose el reciclaje separando desde la fuente (MINAMBIENTE, 2022) (Figura 15).

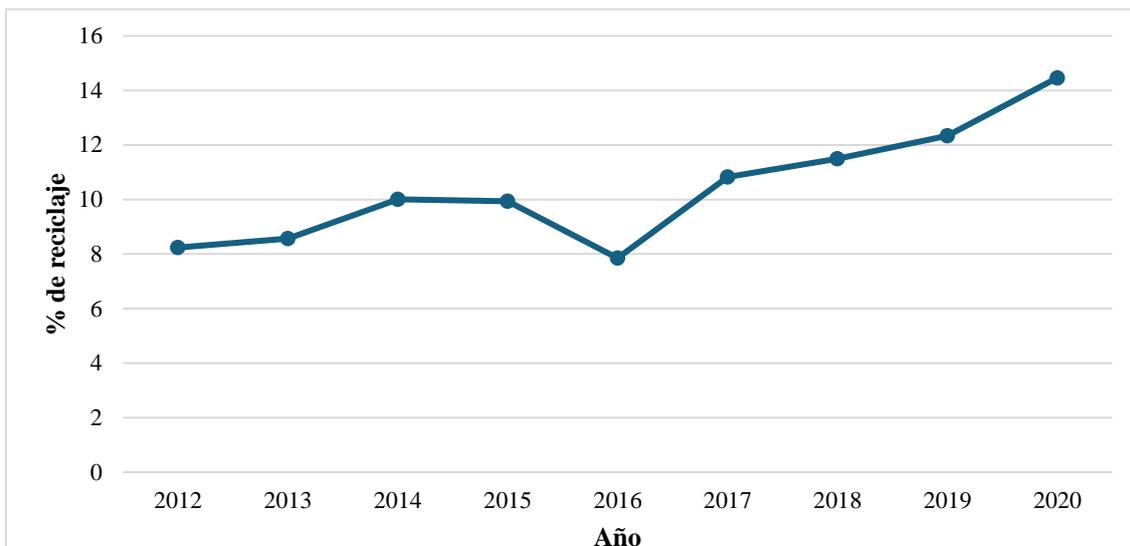


Figura 15. Tasa de reciclaje en Colombia.

Fuente: Elaboración propia (Datos tomados de DANE (2022))

### 5.2.2 Procesos térmicos – Incineración

Existen diferentes tecnologías aplicables a la valorización energética de los residuos, consistiendo la mayoría de ellas en tratamientos termoquímicos como la incineración, la pirólisis y la gasificación convencional o la gasificación por plasma. Otro método adicional para aprovechar la energía que contienen los residuos es la digestión anaerobia, que en este caso forma parte de los métodos biológicos por los que se pueden tratar los RSU. La incineración es un proceso de combustión que usa exceso de  $O_2$  o de aire para quemar los RSU (Young, 2010) y como productos de este proceso se obtiene gases de combustión compuestos por  $CO_2$ ,  $H_2O$ ,  $O_2$  no reaccionado,  $N_2$  en el caso de que se utilice aire como agente oxidante, y otros compuestos en menores proporciones, y un residuo sólido compuesto principalmente por cenizas. El proceso global convierte prácticamente toda la energía química contenida en el combustible en energía térmica, dejando una parte de energía química sin convertir en gas de combustión y una muy pequeña parte de energía química no convertida en las cenizas (IDAE, 2011).

Autores como Arena (2012) y Consonni et al. (2005), concluyen que entre las principales ventajas de los procesos termoquímicos son:

- Reducen los residuos un 70-80% en masa y un 80-90% en volumen.
- Gran ahorro de espacio.

- Necesitan menor espacio que los vertederos para tratar la misma cantidad de residuos.
- Se destruyen los contaminantes orgánicos.
- Posible reutilización de los metales que están en las cenizas.
- Evitan cargas medioambientales, ya que se realiza una regulación severa de las emisiones.

El aprovechamiento de los RSU en alternativas como los procesos térmicos aparte de generar productos útiles y de beneficio para la sociedad en general, desarrollados de manera adecuada con la implementación de tecnologías y las medidas principalmente para controlar la calidad del aire, impacta favorablemente al medio ambiente, ya que aparte de evitar el enterramiento de materias aprovechables, evita la descomposición paulatina de estos desechos que además, pueden ocasionar la generación de productos lixiviables que deterioran la calidad del suelo y de las fuente hídricas.

En el caso de Europa, países como Francia, Dinamarca, Alemania, Holanda, Suecia y Suiza son las naciones con la mayor fracción de RSU empleados para la generación de electricidad y principalmente calor debido a que tienen implantados sistemas de calefacción urbana (*district heating*) (IDAE, 2011).

En América Latina y el Caribe, los procesos de incineración para la generación de energía o combustibles aprovechando el poder calorífico de los RSU son prácticamente inexistentes y únicamente se emplean para el tratamiento y desactivación biológica de residuos peligrosos. Sin embargo, el poder calorífico de los RSU permite inferir el potencial de generación de energía o calor según se focalice.

- ***Poder calorífico.***

Para la aplicación del sistema de tratamiento por combustión o incineración, es necesario que los residuos a tratar posean un poder calorífico inferior (PCI), superior a las 1400 kcal/kg, a fin de asegurarse la autocombustión. En los incineradores de pequeña capacidad, hay que incorporar combustible adicional. Actualmente, en Europa se tiene valores promedio de Potencial Calorífico Inferior (PCI) de 1.500 a 2.200 kcal/kg mientras que, en Estados Unidos, se encuentran valores de 2.500 - 3.500 kcal/kg (UIS, 2018).

Los estudios realizados para evaluar la capacidad del poder calorífico en América Latina se centran en analizar el potencial de la fracción orgánica. En el estudio desarrollado en el Ecuador denominado “*Poder calorífico de la fracción orgánica biodegradable de los residuos sólidos urbanos generados en el sector sur de la ciudad de Quito*” posicionó un potencial entre 3226,57 y 4182,60 kcal/kg de la fracción orgánica dependiendo de la subzona caracterizada por nivel socioeconómico (Clavijo-Ayala y Pillajo, 2019).

De acuerdo con Flores López (2009), la caracterización realizada en el distrito de Las Lomas en una región del Perú, los restos de alimentos se situaron con un potencial calorífico de 1827,9 kcal/kg. Por otra parte, en Brasil, en la ciudad de Río de Janeiro se adelantó el estudio del poder calorífico en diferentes muestras de residuos sólidos urbanos. Una muestra “A” presentó un valor calorífico, 4.526,67 kcal/kg debido a la baja cantidad de materiales orgánicos y a la mayor participación de papel/cartón, plástico duro, trapos, poliestireno y fracciones de madera, que contribuyen al aumento del poder calorífico. La muestra “B” y “C” presentaron valores similares, 3.337,67 kcal/kg y 3.030,34 kcal/kg, respectivamente (Figura 16). Estas muestras contenían grandes cantidades de materiales orgánicos, composición típica de la población de clase baja (De Souza Ferreira Soares, 2011).

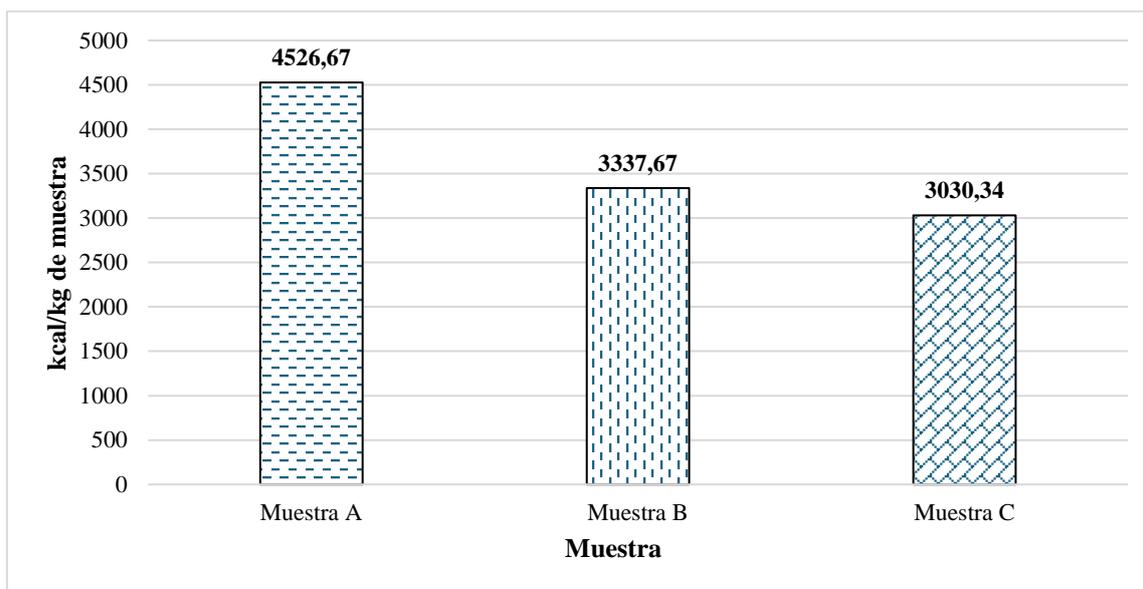


Figura 16. Poder calorífico de muestras de residuos sólidos urbanos en Río de Janeiro.  
Fuente: *Elaboración propia - Adaptado de De Souza Ferreira Soares, (2011).*

En el marco colombiano, en el año de 1998, la Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos (UAESP), dentro del Plan Maestro para el Manejo de Residuos Sólidos presentó la incineración como una alternativa para la disposición de los residuos en Bogotá y evaluó el poder calorífico de acuerdo con la composición física, además evaluó si se realizaba un proceso previo de compostaje de la materia orgánica. Para el caso de los vegetales y materia orgánica se encontró un valor de 1536 kcal/kg de materia (Granados Vergara, 2003).

Así mismo, en el año 2012, se realizó la evaluación y su potencia de emisión de poder calorífico de los RSU en el relleno sanitario de Doña Juana provenientes de Bogotá y siete municipios cercanos a la capital colombiana, encontrándose un valor general del PCI de 2330,14 kcal/kg (Sánchez Toloza, 2012).

De otra parte, el estudio adelantado por Montoya et al., (2018), denominado “Valoración de los residuos sólidos de la Comuna Dos de Bello (Antioquia), como sistema alternativo de aprovechamiento”, determinó que la fracción orgánica presentó un potencial de 2200 kcal/kg de materia orgánica por lo cual son susceptibles de una valoración económica y energética. Dicho potencial energético, en una muestra compuesta por residuos ordinarios o comunes (46,7 %), residuos orgánicos (32,2 %) y residuos reciclables (21,0 %), alcanzó una potencial calorífico inferior (PCI) de 3444,1 kcal/kg. También, Romero Salvador (2015), determina la incineración como uno de los procesos térmicos que puede aplicarse en el tratamiento de los residuos sólidos urbanos, para disminuir su cantidad y aprovechar la energía que contienen. La metodología del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales (CEPIS) establece que cuando el PCI de los residuos se encuentra por encima de 1500 kcal/kg, estos se pueden incinerar sin necesidad de implementar combustible auxiliar. Si el PCI está en rango de 100 a 1500 kcal/kg se considera viable la incineración con un pretratamiento para bajar los niveles de humedad, por lo que implica un consumo adicional de combustible; sin embargo, si el valor PCI es inferior a 1000 kcal/kg, el residuo no es viable para su incineración.

En la tabla 9 se resume los valores del poder calorífico de los residuos sólidos urbanos de los diferentes estudios comentados anteriormente en diversos países.

Tabla 9. Poder calorífico de los RSU

<b>País</b>	<b>Valor (kcal/kg)</b>	<b>Material</b>	<b>Susceptible de incineración</b>	<b>Fuente</b>
Estados Unidos	2500	Orgánico	Si	UIS (2018)
Europa	1500	Orgánico	Si	UIS (2018)
Ecuador - Quito	3226,57	Orgánico	Si	Clavijo-Ayala y Pillajo (2019)
Perú – Las Lomas	1827,9	Orgánico	Si	Flores López (2009)
Brasil – Río de Janeiro	3030,34	Orgánico	Si	De Souza Ferreira Soares (2011)
Colombia (1998) - Bogotá	1536	Orgánico	Si	Granados Vergara (2003)
Colombia (2012) - Bogotá	2330,14	RSU general	Si	Sánchez Toloza (2012)
Colombia -Medellín	3444,1	RSU general	Si	Montoya et al. (2018)

*Fuente: Elaboración propia – Basado en bibliografía.*

De lo comentado anteriormente, se puede concluir que los residuos sólidos urbanos en América Latina son susceptibles de ser aprovechados e incorporados a los procesos de incineración, ya sea para la generación de calor o electricidad. Al implementar algún proceso término para el aprovechamiento de los RSU se promulgaría la reconversión de la pirámide de jerarquía para la disposición de los residuos generados en los centros urbanos y evidentemente se favorecería el entorno cercano a los vertederos y a los rellenos sanitarios.

Ya que la mayor parte de los RSU que se generan en el mundo, y principalmente en Asia, África y América Latina, son dispuestos en rellenos sanitario, la generación de problemas medioambientales es inminente y con frecuencia no se toman las medidas correctivas apropiadas para corregir y prevenir los impactos negativos. Por fortuna, si hay algo positivo, resulta ser que los países desarrollados, quienes generan en mayor porción residuos sólidos son quienes tienen implementadas alternativas para el aprovechamiento de estos. Sin embargo, la solución de los problemas por la generación y la gestión de los RSU es competencia y un compromiso integral que atañe al mundo entero.

Uno de los problemas ambientales más recurrentes en los vertederos y rellenos sanitarios y que genera un reto importante para la ingeniería es la gestión, tratamiento y

valorización de los lixiviados producto de la disposición y descomposición de los residuos acopiados. Por lo anterior, surge la imperiosa necesidad de abordar este componente desde diferentes ángulos, buscando alternativas y soluciones viables desde el punto del desarrollo sostenible.

## **6. GENERACIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LOS LIXIVIADOS PRODUCTO DE LA DESCOMPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES**

Hoy en día, el relleno sanitario es el método más común para eliminar los residuos sólidos municipales pero un gran inconveniente es la generación de lixiviados. Estos lixiviados deben ser tratados adecuadamente antes de ser vertidos al medio ambiente (Luo et al., 2020). El lixiviado se produce en parte cuando la humedad ingresa a la basura en un relleno sanitario o en un vertedero abierto, extrae los contaminantes a la fase líquida y produce un contenido de humedad lo suficientemente alto para iniciar el líquido (Rajoo et al., 2020).

Por norma general, los lixiviados se generan en los rellenos sanitarios por la descomposición de los residuos y sus características dependerá en gran medida del tipo de residuos y sus componentes que viertan en los vasos de disposición. La separación en la fuente de los RSU impacta favorablemente en la cantidad y calidad del lixiviados que se generen.

La separación de productos como pilas y baterías, por ejemplo, los cuales aportan altas cargas contaminantes en los parámetros de metales y metaloides pueden reducir los impactos negativos producidos por lixiviados (UIS, 2018), además, el sistema de tratamiento de lixiviado deberá estar acondicionado para remover las cargas contaminantes del lixiviado crudo que se genere. Sin embargo, el tratamiento practicado a los lixiviados cuando éste se lleva a cabo es cuestionable, con la utilización de tecnologías como son la evaporación y recirculación no adecuada (Nájera Aguilar et al., 2010).

El manejo y tratamiento de los subproductos de la descomposición de los residuos es realizado en instalaciones cercanas al relleno. Estos subproductos en su mayoría

corresponden a líquidos percolados, comúnmente denominados lixiviados que generalmente son captados mediante drenajes de fondo para ser tratados, o recirculados al interior del relleno (Noguera y Olivero, 2010).

### 6.1. Proceso de generación de lixiviados

La generación de lixiviados depende de muchos factores: grado de compactación de los desechos, grado de humedad inicial de la basura, material de cubierta de las celdas, precipitación pluvial, humedad atmosférica, temperatura, evaporación, evapotranspiración, escurrimiento, infiltración, capacidad de campo del relleno. Además, el alto contenido de sustancias orgánicas de los desechos, al estar sometidos a procesos de reacción bioquímica, producen variaciones en la estructura del relleno y en la caracterización de los lixiviados (Novelo et al., 2004).

En materia de lixiviados, generalmente se tienen problemas como la ausencia de filtros para el transporte de lixiviados en algunos vasos, afloramiento de lixiviados en diferentes puntos del relleno, falta de material de cobertura en la cantidad que permita establecer el sello hidráulico con referencia a la incidencia de las precipitaciones (Figura 17). Las sustancias presentes en los lixiviados son muy difíciles de depurar naturalmente cuando se vierten a masas de aguas superficiales, sobre todo en altas concentraciones, lo que representa un grave problema para la flora y la fauna del sitio receptor que en la mayoría de los casos corresponde a fuentes hídricas cercanas al relleno.



Figura 17. Construcción de dren de captación de lixiviado - Afloramiento de Lixiviado.  
*Fuente: Elaboración propia.*

Los lixiviados son líquidos altamente contaminantes que se producen como resultado de la percolación del agua a través de los residuos sólidos confinados y también, por el metabolismo generado por microorganismos presentes en los residuos dentro del relleno sanitario, los cuales pueden impactar potencialmente la calidad de los mantos freáticos o acuíferos. El líquido lixiviado contiene una cantidad importante de sólidos suspendidos y disueltos, debido a reacciones químicas y bioquímicas, produciéndose inclusive gases como el metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y amoníaco ( $\text{NH}_3$ ). Se estima que aun cuando se controle el ingreso de agua pluvial, existirá generación de lixiviados debido a la liberación del agua contenida en los mismos residuos confinados y la generada por actividad microbiana por lo cual la generación del lixiviado dependerá en buena medida al contenido del material orgánico. La composición típica de los lixiviados es variable y dependerá del tipo y composición de los residuos a disponer (Montejo, 2010).

La producción de lixiviados va a depender, fundamentalmente de los siguientes factores (Rivas, 2023):

- **Infiltración de agua:** para la cual influyen elementos como la precipitación pluvial y la cobertura de los residuos sólidos urbanos, sujeto a componentes como la ubicación geográfica, época del año, aspectos climatológicos, evaporación, evapotranspiración, espesor de impermeable, tipo de materiales, compactación y pendiente. En la figura 18 se muestra la construcción de un canal paralelo al canal de conducción de lixiviado para recolección de agua de precipitación.
- **Características de los residuos:** influye la tipología, para componentes diversos como la composición con énfasis especial en el contenido de material orgánico, humedad y el tamaño del relleno.
- **Actividades microbianas:** consistente en las actividades aerobias y anaerobias, las cuales dependen de componentes como la naturaleza de los materiales, temperatura, relación Carbono/Nitrógeno (C/N), Potencial de hidrógeno (pH) y el contenido de sustancias tóxicas.
- **Operación de relleno:** está compuesta por la eficiencia operativa, como elemento asociado de un grupo de componentes tales como las bermas temporales, obras de

desvío de aguas, la cobertura diaria de los residuos sólidos y el grado de compactación.

- **Intrusión de aguas subterráneas:** la impermeabilización adecuada con geomembrana en el fondo del vaso de disposición es la variable más importante para evitar la incorporación de agua subterránea con el lixiviado.



Figura 18. Construcción de canal paralelo a canal de conducción de lixiviado para recolección de agua de precipitación sobre talud lateral.

*Fuente: Elaboración propia.*

## 6.2. Composición química de los lixiviados

Estos desechos líquidos se caracterizan por contener elevadas concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos, incluyendo ácidos húmicos, nitrógeno amoniacal y metales pesados, así como sales inorgánicas y una gran variedad de microorganismos, con capacidad de migración hacia el subsuelo (Nájera Aguilar et al., 2010).

De acuerdo con Tchobanoglous y Kreith (2002), la concentración de los contaminantes depende en gran medida en la edad de los lixiviados, además, de influir la composición de los residuos sólidos, el clima, y la hidrogeología del sitio (Mulamoottil et al., 1999). Operativamente, se busca separar el lixiviado joven (menos a 5 años), con predominancia de color oscuro, del lixiviado maduro (mayor a 5 años), con coloración

caramelo para que reciban un tratamiento diferencial de acuerdo con los niveles de cargas contaminantes (Figura 19). Foo y Hameed, (2009), Álvarez-Vazquez et al., (2004) y Chian y DeWalle, (1976) relacionan tres tipos de lixiviado:

1. Joven (<5 años).
2. De transición (Entre 5 y 10 años).
3. Maduro (>10 años)



Figura 19. Lixiviado joven y maduro (izquierda y derecha, respectivamente)  
Fuente: Elaboración propia.

El lixiviado joven es significativamente más contaminante que el lixiviado maduro tal como lo informan Tchobanoglous y Kreith (2002), lo cual se puede observar en la Tabla 10.

Tabla 10. Valores típicos de parámetros de lixiviados que varían con la edad del relleno sanitario.

<b>Parámetro (Unidad)</b>	<b>Relleno reciente (menor a 5 años)</b>	<b>Relleno maduro (mayor a 10 años)</b>
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	2 000 – 30.000	100 - 200
Carbono Orgánico Total (mg/L)	1 500 – 20.000	80 - 160
DQO (mg/L)	3 000 – 60.000	100 - 500
Sólidos Suspendedos Totales (mg/L)	200 – 2.000	100 - 400
Norg (mg/L)	10 - 800	80 -120
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	10 - 800	80 - 120
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	10 - 100	5 - 10

Parámetro (Unidad)	Relleno reciente (menor a 5 años)	Relleno maduro (mayor a 10 años)
P total (mg/L)	5 - 100	5 - 11
Ortofosfato (mg/L)	4 - 80	4 - 8
Alcalinidad (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	1.000 – 10.000	200 – 1.000
pH	4,5 - 7,5	6,6 - 7,5
Dureza total	300 – 10.000	200 - 500
Ca (mg/L)	200 – 3.000	100 - 400
Mg (mg/L)	50 – 1.500	50 - 200
K (mg/L)	200 – 1.000	50 - 400
Na (mg/L)	200 – 2.500	100 - 200
Cl (mg/L)	200 – 3.000	100 - 400
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	50 – 1.000	20 - 50
Fe total (mg/L)	50 – 1.200	20 - 200

*Fuente: Tchobanoglous y Kreith (2002)*

### 6.3. Impactos ambientales y riesgos para la salud

La generación de lixiviados procedentes de vertederos se sitúa hoy en día entre los contaminantes más agresivos al medio ambiente, principalmente al suelo, y teniendo en cuenta sus características y composición representan un riesgo potencial para la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Pozo Bejarano et al., 2020)

En la Tabla 11 se presenta la caracterización del lixiviado generado en el relleno sanitario de Doña Juana en la ciudad de Bogotá D.C y que es descargado al tramo II del río Tunjuelo. Como puede observarse, los valores de los parámetros limitados por la norma ambiental de referencia (Resolución ANLA 1181 de 2020), están por encima del valor máximo permitido en la mayoría de los casos y, además, esta situación se mantiene en el tiempo.

Tabla 11. Caracterización del lixiviado generado en el relleno de Doña Juana, Bogotá -Colombia y descargado en una fuente hídrica cercana.

<b>GENERALES</b>	<b>Unidad</b>	<b>Norma de referencia<sup>1</sup></b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>2021</b>	<b>2022</b>	<b>2023</b>
pH	-	6,5 - 8,5	8,50	8,66	8,71	8,78	8,90
Temperatura	°C	20,00	19,90	22,36	23,66	23,06	21,83
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	800,00	11072,08	8337,92	4818,81	4822,23	5176,99
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	100,00	4763,23	2860,94	796,94	1061,32	1318,95
Sólidos Suspendedos Totales (SST)	mg/L	250	965,16	828,74	502,47	801,46	758,08
Sólidos Sedimentables (SSED)	mg/L	2,00	1,12	0,19	0,48	0,36	0,11
Grasa y Aceites	mg/L	10,00	188,43	61,76	15,40	38,27	74,35
Compuestos Semivolátiles Fenólicos	mg/L	A y R	0,59	NR	0,005	0,009	0,004
Fenoles	mg/L	0,15	0,72	NR	0,31	0,44	0,52
Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	mg/L	1	4,18	NR	0,68	0,71	0,72
Hidrocarburos Totales (HTP)	mg/L	10,00	10,22	12,99	2,60	5,38	37,26
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)	mg/L	A y R	0,070	NR	0,028	0,007	0,002
BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno)	mg/L	A y R	0,020	NR	1,675	0,010	0,010
Compuestos Orgánicos Halogenados y Adsorbibles	mg/L	A y R	NR	NR	0,95	1,46	2,80
Fósforo Total	mg/L	1	7,02	NR	11,75	13,44	19,60
Ortofosfatos	mg/L	A y R	4,41	NR	8,14	7,93	8,47
Nitratos (N-NO <sub>3</sub> )	mg/L	A y R	0,08	NR	16,16	29,06	35,55
Nitritos (N-NO <sub>2</sub> )	mg/L	A y R	0,05	NR	0,06	0,01	0,02

<b>GENERALES</b>	<b>Unidad</b>	<b>Norma de referencia<sup>1</sup></b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>2021</b>	<b>2022</b>	<b>2023</b>
Nitrógeno Amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	mg/L	A y R	2236,49	2279,26	1651,48	1675,95	1820,33
Nitrógeno Total (N)	mg/L	40	1586,19	NR	1650,95	2243,21	2355,55
Cianuro Total (CN)	mg/L	1,00	0,03	NR	0,07	0,11	0,07
Cloruros (Cl)	mg/L	500,00	3261,92	2377,76	2845,02	3249,93	3173,83
Sulfatos (SO <sub>4</sub> )	mg/L	600,00	390,08	NR	125,33	158,06	118,68
Sulfuros	mg/L	A y R	2,16	NR	3,58	5,71	3,44
Aluminio (Al)	mg/L	1,50	2,15	2,31	1,85	2,11	1,47
Arsénico (As)	mg/L	0,050	0,08	0,05	0,04	0,03	0,05
Bario (Ba)	mg/L	2,00	1,00	1,00	1,08	1,00	1,00
Berilio (Be)	mg/L	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Boro (B)	mg/L	4,00	7,00	NR	5,15	5,31	5,87
Cadmio (Cd)	mg/L	0,01	0,05	0,05	0,06	0,09	0,01
Cinc (Zn)	mg/L	0,05	0,51	0,42	0,30	0,07	0,08
Cobalto (Co)	mg/L	0,025	0,15	0,10	0,09	0,03	0,03
Cobre (Cu)	mg/L	0,02	0,20	0,16	0,03	0,29	0,39
Cromo hexavalente (Cr <sup>+6</sup> )	mg/L	0,50	NR	0,20	0,23	0,08	0,05
Cromo Total (Cr)	mg/L	A y R	0,50	0,37	0,25	2,00	2,00
Estaño (Sn)	mg/L	10,00	NR	NR	2,10	10,66	6,31
Hierro (Fe)	mg/L	4,00	13,76	12,58	11,05	0,12	0,13
Litio (Li)	mg/L	0,10	0,13	0,12	0,43	0,21	0,23
Manganeso (Mn)	mg/L	0,01	0,190	0,24	0,156	0,001	0,001
Mercurio (Hg)	mg/L	0,02	0,003	NR	0,002	0,010	0,013
Molibdeno (Mo)	mg/L	0,02	0,10	0,07	0,01	0,29	0,30
Níquel (Ni)	mg/L	0,50	0,50	0,38	0,30	0,05	0,05
Plata (Ag)	mg/L	0,03	NR	NR	0,08	0,11	0,31
Plomo (Pb)	mg/L	0,03	0,10	0,10	0,09	0,01	0,01
Selenio (Se)	mg/L	0,10	0,002	NR	0,013	0,186	0,068
Vanadio (V)	mg/L	0,20	0,500	0,500	0,464	0,269	0,298
Acidez Total	mg/L	A y R	10,00	NR	6,82	9,38	10,00
Alcalinidad Total	mg/L	A y R	11273,75	10218,7	11708,5	11890,7	12027,3
Dureza Cálctica	mg/L	A y R	221,00	381,30	278,80	260,92	193,29
Dureza Total	mg/L	A y R	1047,81	575,31	424,03	676,36	610,98
Color Real (436 nm)	m <sup>-1</sup>	A y R	43,50	NR	202,16	206,70	292,16

GENERALES	Unidad	Norma de referencia <sup>1</sup>	2019	2020	2021	2022	2023
Compuestos organoclorados (POC'S)	mg/L	0,05	NR	NR	0,0059	0,00004	0,00004
Difenilos policlorados (PCB'S)	mg/L	ND	NR	NR	0,0038	0,00012	0,00010
Coliformes fecales	NMP/100 ml	5,00E+05	NR	NR	2331008	646334	439246
Caudal	L/s	20	20,78	23,31	25,02	24,90	20,53

<sup>1</sup>Resolución ANLA 1181 de 2020; A y R: Análisis y Reporte; NR: No reporta.

Fuente: *Elaboración propia – Basada en datos del operador del relleno sanitario de Doña Juana, Bogotá D.C*

Los impactos adversos de los lixiviados generados en los rellenos sanitarios sobre los ecosistemas sensibles son cada vez más notables, ya que en estos residuos líquidos se encuentran varias sustancias con potencial cancerígeno o co-cancerígeno confirmado, mientras que otras pueden ser persistentes y altamente bioacumulativas (Blaney et al., 2007).

Entre los compuestos tóxicos del lixiviado de vertederos se ha identificado que los compuestos amoniacales (NH<sub>3</sub>-N) son una de las principales amenazas para organismos acuáticos, porque podría impedir la nitrificación, causar toxicidad, generar efectos sobre los organismos vivos y estimular el crecimiento de algas en altas concentraciones (>100 mg/L) (Uygun y Kargi, 2004; Sakar et al., 2017). Se han identificado más de 100 compuestos peligrosos en los lixiviados heterogéneos de los vertederos (compuestos aromáticos, compuestos halogenados, fenoles, pesticidas, metales pesados y compuestos amoniacales) (Jensen et al., 1999), que presentan un efecto acumulativo, amenazante y perjudicial para la supervivencia de los ecosistemas acuáticos. Estos compuestos inhiben el proceso de degradación, agotan el oxígeno disuelto a través de la eutrofización y alteran el pH y la salinidad de la masas de aguas que contaminan (Fatta et al., 1999).

## **7. ALTERNATIVAS DE GESTIÓN Y TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN DE LIXIVIADOS**

Las investigaciones muestran el siguiente orden de importancia para los principales enfoques de depuración del lixiviado identificados a nivel mundial: Biológico (34,1 %) >fisisicoquímico (25,0%) >membranas (15,9%) >recirculación (11,4%) >térmico (6,8%) >natural (6,8%). A nivel de Iberoamérica en el enfoque de tratamiento de lixiviado es: Biológico (49,5%) >térmico (17,0%) >natural (9,80%) >fisisicoquímico (9,60%) >membranas (8,90 %) >recirculación (5,20 %) (Zafra-Mejía y Romero-Torres, 2019).

Los procesos más empleados para el tratamiento de los lixiviados generados en los rellenos sanitarios suele responder a las técnicas de flujo ascendente con mantas de lodos anaeróbicos (UASB) (Castillo et al., 2007), lodos activados, ósmosis inversa, intercambio iónico, ultrafiltración y nanofiltración, secuenciación por lote de reactores (SBR) (He et al., 2007) y mediante procesos de coagulación-floculación a través de precipitación química con uso de productos (Marañón et al., 2008). Durante años, el tratamiento de los lixiviados se ha basado típicamente en tecnologías de agua residual y agua potable (Rivas, 2023). Sin embargo, estos métodos requieren alta demanda en la construcción de estructuras, mantenimiento y costes de operación.

Por el contrario, existen alternativas de tratamiento más económicas y que pueden aportar altos índices de eliminación en las cargas contaminantes en el lixiviado a tratar; no obstante, al igual que las tecnologías convencionales, estas alternativas también presentan carencias y limitantes operativos. Los humedales artificiales es una de estas opciones emergentes en proceso de desarrollo. Estas estructuras pueden considerarse soluciones más sostenibles y respetuosas con el medio ambiente para el tratamiento de lixiviados de vertedero. Los humedales artificiales son sistemas diseñados y construidos para imitar los procesos en los humedales naturales (Bakhshoodeh et al., 2020).

De acuerdo con Rivas (2023), la elección de la tecnología apropiada para abordar los problemas de lixiviados se completa tras analizar diversos aspectos y parámetros, como la cantidad de lixiviado generada, sus características físicas y químicas, la inversión inicial requerida, los costes operativos y las restricciones de calidad para la descarga.

Los métodos biológicos son adecuados para lixiviados con alto contenido orgánico y de nutrientes que favorecen el crecimiento de microorganismos, mientras que no son la mejor opción para eliminar metales pesados y otros compuestos tóxicos de los lixiviados. Sin embargo, la combinación de procesos biológicos con otras tecnologías se ha identificado como adecuada para lixiviados muy cargados de tóxicos recalcitrantes (Renou et al., 2008). En la Figura 20, se presentan los procesos más empleados y conocidos para gestión del tratamiento de lixiviados.

Así mismo, en el enfoque de economía circular y aprovechamiento de recursos, no solo se apunta a realizar un tratamiento a los lixiviados de modo que se cumplan con las normas ambientales, sino que se puedan establecer alternativas viables para la recuperación de recursos.

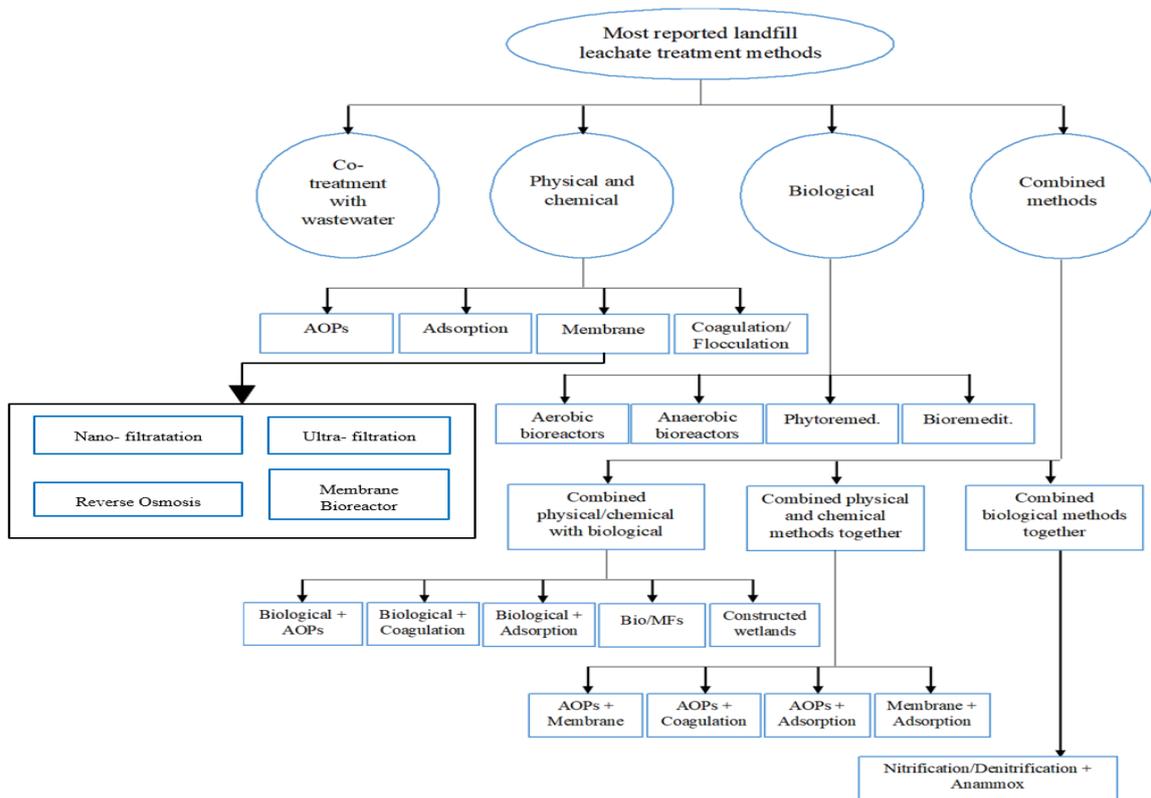


Figura 20. Tipos de tratamiento más empleados para el manejo de lixiviados.  
 Fuente: Adaptado de Mojiri et al., (2021)

Para cumplir con los cada vez más estrictos estándares de vertido en diferentes países, se han explorado diversos tipos de tratamientos para los lixiviados de vertederos incluyendo técnicas biológicas y fisicoquímicas, así como una combinación de ellas. Los tratamientos biológicos (aeróbicos o anaeróbicos) se utilizan comúnmente para eliminar

la mayor parte de los lixiviados que contienen altas concentraciones de sustancias orgánicas debido a su simplicidad, confiabilidad y alta rentabilidad. Los microorganismos pueden degradar compuestos orgánicos a CO<sub>2</sub> en condiciones aeróbicas, donde también se generan lodos, y a biogás en condiciones anaeróbicas, con la generación de digestatos. Los tratamientos fisicoquímicos han demostrado ser adecuados no solo para la eliminación de sustancias refractarias del lixiviado estabilizado, sino también como paso de refinamiento del lixiviado tratado biológicamente (Chys et al., 2015).

### **7.1 Tratamientos fisicoquímicos**

Los investigadores refieren que los tratamiento fisicoquímicos son más eficientes para el tratamiento de lixiviados maduros o viejos (Madera y Valencia-Zuluaga, 2009). Los métodos físicos y químicos incluyen extracción con aire, precipitación/coagulación/floculación, procesos de oxidación química, adsorción a través de carbón activo, procesos de membrana (microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa), intercambio iónico, tratamiento electroquímico y flotación. Estas técnicas a menudo se aplican para eliminar materiales no biodegradables y compuestos indeseables del lixiviado.

Estos métodos se utilizan junto con métodos biológicos para mejorar la eficiencia del tratamiento o hacerlos posibles, o para tratar un contaminante específico (por ejemplo, eliminación de compuestos nitrogenados amoniacales) (Wiszniewski et al., 2006; Renou et al., 2008).

Pese a que las tecnologías de tratamiento fisicoquímicas resultan ser altamente eficientes para eliminar altas concentraciones de contaminantes, éstas presentan limitaciones. Para Laiju et al. (2023), la eliminación de trazas de contaminantes de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCP) presente en los lixiviados de los rellenos sanitarios con procesos fisicoquímicos e incluso alternando tratamientos terciarios podrían no ser suficientes para erradicar por completo los componentes del PPCP. No se ha encontrado una solución ideal para eliminar los PPCP debido a su amplia diversidad y alta prevalencia en los lixiviados de los vertederos, que pueden tener concentraciones que varían entre 10<sup>-1</sup> - 100 µg L<sup>-1</sup>.

- **Flotación**

Entre los procesos físicos empleados para tratar el lixiviado se encuentra la flotación. Este es un método que se utiliza para reducir materias flotantes como coloides, aceites y grasas, sustancias y fibras. Usando configuraciones como unidades de flotación por aire disuelto (DAF), la flotación se puede utilizar en la recolección de metales o microorganismos disueltos aclimatados a lixiviados de vertederos, además presenta la ventaja que cuenta con baja producción de lodos (Rubio et al., 2002). Esta técnica de flotación también se utiliza para la separación de los ácidos húmicos del lixiviado basándose en la *Teoría de la flotación por espuma* la cual es un método versátil para separar físicamente partículas, basado en la capacidad de las burbujas para elevar partículas que luego son llevadas a la superficie para su separación de la parte líquida (Figura 21).



Figura 21. Sistema de Flotación por Aire Disuelto.  
Fuente: (ESTRUAGUA, 2019) y elaboración propia.

- **Coagulación-Floculación**

La coagulación-floculación es una técnica fisicoquímica relativamente simple en el tratamiento de lixiviados viejos y estabilizados que se ha practicado utilizando una variedad de coagulantes convencionales (Ghafari et al., 2009) (Figura 22). Es ideal para eliminación de metales pesados (Amokrane et al., 1997; Silva et al., 2004; Marañón et al., 2008; Zheng et al., 2009), sin embargo, en algunos casos se han evidenciado eliminaciones moderadas (50-65%). Además, el exceso de producción de lodo y su eliminación, alto coste de dosificación de químicos, dependencia del pH y, en determinados casos, aumento de las concentraciones de aluminio y hierro en los efluentes

resultantes dificultan el uso individual de coagulación-floculación en el tratamiento de lixiviados (Trebouet et al., 2001).

En pruebas realizadas con coagulantes de Cloruro Férrico y el Sulfato de Aluminio se logró una reducción del 97% de turbidez, observándose en los resultados alto contenido de hierro excedente (Amokrane et al., 1997). De acuerdo con los ensayos realizados por Silva et al. (2004), el tratamiento del lixiviado crudo mediante coagulación-floculación fue efectivo para la eliminación del color (70%); sin embargo, la materia orgánica, expresada en forma de DQO, solo se eliminó parcialmente con esta técnica (23-27%).



Figura 22. Proceso de coagulación-floculación en tratamiento de lixiviados.  
*Fuente: Elaboración propia.*

Generalmente se requiere la aplicación de un producto antiespumante para controlar el sobre exceso de espuma en la recámara de ingreso del lixiviado. Operativamente, se diluye el producto químico en isotanques y es suministrado mediante sistemas de aspersión o por goteo aplicado en la corriente principal.

Estudios realizados por Kargi (2003) en el lixiviado de vertederos mostraron una eliminación del 60% de DQO cuando se utilizó cloruro férrico en una dosis óptima de 6,1 mmol/L y pH 6,0. La eficiencia del proceso de coagulación-floculación, se estudió para la eliminación de metales pesados del lixiviado estabilizado que contuvo altas concentraciones de materia orgánica e inorgánica. Los resultados indican que la eliminación de metales pesados ocurre mejor a pH alcalino (Kurniawan y Lo, 2009). Además, con una óptima dosis de sulfato de aluminio de 15 g/L y un valor de pH de 7,0, una DQO máxima y eliminación de color de 34% y 66%, respectivamente, fueron reportados por Mahmud et al., (2012). Para el caso de compuestos recalcitrantes como

los ácidos húmicos también se puede eliminar mediante coagulación-floculación logrando eficiencias de eliminación de hasta el 80% (Smaoui et al., 2016).

Las reducciones aparentes de color y turbidez disminuyeron con los valores de pH y la concentración de Sulfato Ferroso ( $\text{FeSO}_4$ ), encontrándose valores de estos parámetros por encima de los valores permitidos por las normas ambientales.

También, se demostró que en condiciones óptimas del policloruro de aluminio (PAC) con dosis de 2 g/L a pH 7,5 y dosis de alumbre de 9,5 g/l a pH 7; la DQO, turbidez, color y SST alcanzaron eficiencias de eliminación de 43%, 94%, 90% y 92% para PAC, y para el alumbre se alcanzó el 63%, 88%, 86% y 90%, respectivamente (Ghafari et al., 2009). Por otro lado, se pudo lograr una eliminación de DQO y un 90% de metales pesados cuando se utiliza cal como coagulante; además, se demostró que 8 g/L de cal podría reducir la concentración de manganeso y el hierro en un 77% y 78%, respectivamente de las concentraciones de metales pesados del lixiviado analizado (Kurniawan et al., 2006).

Una combinación de tratamientos fisicoquímicos y biológicos ha demostrado su eficacia para el tratamiento de lixiviados estabilizados. La eliminación del 99% de DQO y  $\text{NH}_3\text{-N}$  se ha logrado mediante una combinación de ósmosis reversa (RO) y un manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB) con una concentración inicial de DQO de 35.000 mg/L y una concentración de  $\text{NH}_3\text{-N}$  de 1.600mg/L. Estos resultados sugieren que una combinación de tratamiento fisicoquímico y biológico es capaz de optimizar la eliminación de compuestos recalcitrantes y amoníaco de los lixiviados de vertedero. Así mismo, se logró la eliminación del 99% de DQO y  $\text{NH}_3\text{-N}$  en un sistema combinado de RO y lodos activados con una concentración inicial de DQO de 6.440mg/L y de  $\text{NH}_3\text{-N}$  de 1.153mg/L. Es importante señalar que la selección del método de tratamiento más adecuado para los lixiviados de vertederos depende de las características del lixiviado de vertederos, la aplicabilidad y limitaciones técnicas, las alternativas de descarga de efluentes, la rentabilidad, los requisitos reglamentarios y el impacto ambiental (Kurniawan et al., 2006).

- **Sedimentación**

Para que se presente proceso de sedimentación las partículas deberán tener un peso específico mayor que el fluido. La eliminación de partículas puede conseguirse por sedimentación o por filtración, de allí que ambos procesos son complementarios. La sedimentación separa las partículas más densas mientras que la filtración elimina aquellas partículas que tienen una densidad muy cercana a la del fluido (lixiviado) o que han sido re-suspendidas y, por lo tanto, no pudieron ser retiradas con anterioridad (Rivas, 2023). Para los procesos de sedimentación, en un proceso convencional, se emplean decantadores en la línea de tratamiento después de la coagulación-floculación (Figura 23).



Figura 23. Decantador.  
*Fuente: Elaboración propia.*

- **Procesos de Oxidación Avanzados**

Los procesos avanzados que más han sido aplicados para el tratamiento de Lixiviados generados en vertederos incluyen radiación ultravioleta (UV) - procesos basados (UV/O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), procesos basados en Fenton (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Fe<sup>2+</sup>), oxidación química (ozonización u oxidación de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) y procesos electroquímicos (Chys et al. 2015).

## Ozonización

El ozono se ha utilizado como paso de preoxidación para el tratamiento de lixiviados estabilizados (Rivas Toledo et al., 2003). Usando dosis de ozono, se elimina más DQO a valores de pH más altos. Chys et al. (2015) estudiaron las transformaciones (en un reactor semicontinuo a escala de laboratorio) basándose en mediciones de DQO y cálculos espectrales UV-visible. Estos autores observaron que durante los experimentos preliminares realizados con un tratamiento oxidativo durante 4h al lixiviado de vertedero, se consiguió una disminución de DQO (hasta un 23%),  $UVA_{254nm}$  (hasta un 58%) y  $color_{436nm}$  (hasta un 69%). Investigaciones anteriores que compararon diferentes Procesos de Oxidación Avanzada (POA) mostraron que especialmente la ozonización podría ser una técnica favorable. Sin embargo, las técnicas de oxidación no son adecuadas como sustituto de un tratamiento biológico o son demasiado caras como paso de tratamiento final.

La tabla 12 muestra los métodos de tratamiento basados en ozonización que han sido aplicado para el tratamiento de Lixiviados de vertedero.

Tabla 12. Experimentos con Ozono para el tratamiento de Lixiviado.

Proceso	Características del Lixiviado	Condiciones del experimento	Eficiencia del tratamiento	Referencia
Ozonización	LCOR N.R	pH= 8. Dosis= 5,02 g/h T= 30°C	COD = 67,6%	Ke et al., (2011)
Ozono (reacción de generación)	LCOR COD = 2356 mg/L TOC = 818 mg/L pH = 7.84	Caudal de gas = 5 L/min Carga de O <sub>3</sub> = 8,5 mg O <sub>3</sub> /g Tiempo de reacción = 110 min	COD= 55,52% TOC= 10,5%	Wang et al., (2016)
Ozono (reacción de generación)	LCNF COD = 5846 mg/L TOC = 2082 mg/L pH = 7,84	Caudal de gas = 5 L/min Carga de O <sub>3</sub> = 3,4 mg O <sub>3</sub> /g Tiempo de reacción = 100 min	COD = 43,20% TOC = 5,62%	Wang et al., (2016)
Microburbuja ozonización (MB-O <sub>3</sub> )	LCNF COD= 2930 mg/L TOC= 1129 mg/L	Dosis = 2,4 g/L O <sub>3</sub> Concentración = 80 mg/L pH = 9 Flujo = 1 L/min Tiempo de reacción= 120 min	COD= 76,0% TOC= 69,9%	Wang, Wang, et al., (2017)
Proceso O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	con LCOR COD= 1880 mg/L BOD5 = 90 mg/L pH = 7.1	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> = 4 g/L Flujo de gas = 0,5 L/min Concentración= 10 mg/min pH = 9 Tiempo de reacción = 180 min	COD = 44%	Amaral-Silva et al., (2016)
Proceso O <sub>3</sub> /UV	con LCNF COD= 5846 mg/L TOC= 2082 mg/L pH = 7.84	Carga de O <sub>3</sub> = 3,4 O <sub>3</sub> mg/COD Potencia Luz UV= 600W Tiempo de reacción= 120 min	COD= 56,7% TOC= 23,5% Color = 55%	Wang, Li, et al., (2017)

Proceso	Características del Lixiviado	Condiciones del experimento	Eficiencia del tratamiento	Referencia
Ozonización catalítica con $\gamma$ - $\text{Al}_2\text{O}_3$	LCNF COD= 1317,5 mg/L BOD <sub>5</sub> = 20 mg/L pH = 7.5	Dosis $\gamma$ - $\text{Al}_2\text{O}_3$ = 50g/L $\text{O}_3$ Dosis = 22 mg/min pH = 7,3 T= 30C Tiempo de reacción= 30 min	COD= 70% Color = 100%	Y. He et al., (2018)
Ozono/ $\text{H}_2\text{O}_2$	LCOR N.R	$\text{H}_2\text{O}_2$ = 4 ml/L $\text{H}_2\text{O}_2$	COD = 11,01% UV254 = 12,92% BOD <sub>5</sub> /COD= 0,43	Wei-Ming et al., (2017)

LCOR= Lixiviado concentrado por ósmosis Reversa; LCNF= Lixiviado concentrado por Nanofiltración; COD= Demanda Química de Oxígeno; TOC= Carbono Orgánico Total; BOD<sub>5</sub>= Demanda bioquímica de Oxígeno; N.R= No reportado.

Fuente: Referencias bibliográficas indicadas.

### Proceso Fenton

La reacción de Fenton es uno de los procesos de oxidación avanzada más utilizados que se basa en la reacción del  $\text{H}_2\text{O}_2$  entre el ion ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) para producir  $\bullet\text{OH}$ , que luego participa en la destrucción de contaminantes orgánicos a  $\text{CO}_2$ , agua, y otros productos finales (Ghasemi et al., 2020). En la tabla 13 se muestran los estudios presentados que utilizaron la oxidación de Fenton para tratar lixiviados concentrados de vertedero procedentes de membranas (LLMC), obteniéndose eficiencias de eliminación de DQO en el intervalo del 63,5% al 79,6%.

Tabla 13. Procesos basados en Fenton para el tratamiento de concentrados de membranas de vertedero.

Proceso	Características del Lixiviado	Condiciones del experimento	Eficiencia del tratamiento	Referencia
Fenton	LCNF COD= 3060 mg/L BOD <sub>5</sub> = 288 mg/L pH = 7,65 BOD <sub>5</sub> /COD = 0,094	pH= 3. $\text{H}_2\text{O}_2$ = 65,43 mM $\text{Fe}^{2+}$ =7,27 mM $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ =9 Tiempo de reacción= 120 min	COD = 63,5% BOD <sub>5</sub> /COD= 0,53	R. He et al., (2015)
Fenton	LLMC COD= 3300 mg/L TOC= 1080 mg/L pH = 7,8 – 8,2 BOD <sub>5</sub> /COD = 0,014	pH= 3. $\text{H}_2\text{O}_2$ = 45 mM $\text{Fe}^{2+}$ = 15 mM $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ =3 Tiempo de reacción= 40 min	COD= 78,9% TOC= 70,2% UV <sub>254</sub> = 90,64% BOD <sub>5</sub> /COD = 0,106	Teng et al., (2020)
Fenton	LCOR COD= 4284 mg/L TOC= 2583 mg/L BOD <sub>5</sub> = 28,5 mg/L pH = 7,88	pH= 3,64 $\text{H}_2\text{O}_2$ = 240 mM $\text{Fe}^{2+}$ =100 mM $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ = 2,4 Tiempo de reacción= 120 min	COD = 71,81% TOC= 63,81% HS= 91,53%	Wu et al., (2010)
Fenton	LCNF COD= 1120 mg/L TOC= 353 mg/L pH = 4,1	pH= 2 $\text{H}_2\text{O}_2$ = 1 M $\text{Fe}^{2+}$ =17,5 mM $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ = 57,14 Tiempo de reacción= 180 min	COD = 69,6% TOC= 68,9%	Xu et al., (2017)

Proceso	Características del Lixiviado	Condiciones del experimento	Eficiencia del tratamiento	Referencia
Fenton	LCOR COD= 5780 mg/L TOC = 4500 mg/L BOD <sub>5</sub> /COD = 0,01 pH= 7,8	pH= 2,4 H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> = 24,6 mM Fe <sup>2+</sup> = 14,8 mM H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> = 1,66 Tiempo de reacción= 240 min	COD= 79,4% TOC= 54,9%	Wu et al., (2011)
Fenton	LCNF N.R	pH= 7,58 H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> = 44 mM Fe <sup>2+</sup> =11 mM H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> = 4	COD= 79,6%	Yudong et al., (2014)

LCOR= Lixiviado concentrado por ósmosis Reversa; LCNF= Lixiviado concentrado por Nanofiltración; LLMC = lixiviados concentrados de vertedero procedentes de membranas; COD= Demanda Química de Oxígeno; TOC= Carbono Orgánico Total; BOD<sub>5</sub>= Demanda bioquímica de Oxígeno; N.R= No reportado.

*Fuente: Referencias bibliográficas indicadas.*

Tras el proceso de Fenton, se requiere un tratamiento adicional. Este método es muy apropiado para aguas residuales que contienen alto contenido de metales (Keyikoglu et al., 2021).

### Procesos electroquímicos

La oxidación electroquímica (OE) es una de las más utilizadas como método de tratamiento electroquímico de aguas residuales, que no causan formación de lodos y tampoco requiere electrolito de soporte para aguas residuales que tienen salinidad natural (Fernandes et al., 2015).

En estudios realizados por Khataee et al. (2014) y Moradi et al. (2020), se emplearon ánodos de diamante dopado con boro (DDB) en el proceso de OE para el tratamiento del Lixiviado concentrado por Ósmosis Reversa, que tenía una DQO de 3.778 mg/L y NH<sub>3</sub>-N de 791,5 mg/L. Los resultados informaron una eficiencia de eliminación de DQO del 87,5% y NH<sub>3</sub>-N del 74,96% con un consumo energético de 223,3 kWh/m<sup>3</sup>.

En el estudio de Zhaoxin et al. (2014), los ánodos DDB lograron una eficiencia de eliminación de Carbono Orgánico Total (TOC) del 94% utilizando una corriente densidad de 100 mA/cm<sup>2</sup> en un tiempo de tratamiento de 6h por lo cual el proceso de OE es también un método eficaz para mejorar la biodegradabilidad y tratamiento de lixiviado concentrado por Nanofiltración.

## Adsorción con carbón activo

En los últimos años, el proceso de adsorción ha experimentado una tendencia notable en la experimentación con el carbón activo (adsorbente con gran superficie porosa, estructura de poros controlable, termoestabilidad y baja reactividad ácido/base) para tratar los lixiviados de vertederos (Li et al., 2008).

Wasay et al. (1999) realizaron una investigación separada utilizando carbón activo granular (GAC), alúmina activada granular y cloruro férrico para el tratamiento de metales pesados (Cd(II), Cu(II), Cr(III), Mn(II), Pb(II) y Zn(II)) y observaron que el carbón activo granular es el adsorbente más competente con una eliminación del 80% al 96% de metales pesados, en unas condiciones de pH dentro del intervalo de un rango de 6 - 7,7 y con una concentración inicial de metales pesados de 184 mg/L.

De otra parte, Aziz et al. (2004) llevaron a cabo un estudio comparativo para la eliminación de nitrógeno amoniacal utilizando carbones activos granulares y calizas. Aproximadamente el 40% del nitrógeno amoniacal con una concentración inicial de 1.909 mg/L se eliminó con 42 g/L de GAC, mientras que la eliminación del 19% se logró utilizando 56 g/L de piedra caliza bajo la misma concentración.

En la Tabla 14 se indican diferentes estudios experimentales sobre la adsorción de carbón activo y se puede observar su importancia para eliminar una cantidad importante de compuestos orgánicos y nitrógeno amoniacal de las muestras de lixiviado.

Tabla 14. Relación de investigaciones para el tratamiento de lixiviados de vertedero mediante proceso de adsorción con carbón activado.

Carbón activo	Tipo de lixiviado	Capacidad máxima de adsorción (mg/g)	Eliminación porcentual (%)	Referencia
Norit SA 4	Intermedio	NR	38	Aktaş y Çeçen, (2001)
DARCO	Estabilizado	NR	38	Gotvajn et al., (2009)
PAC comercial	Joven	NR	49	Aghamohammdi et al., (2007)
Cáscara de palma aceitera	Estabilizado	1.460	50	Lim et al., (2009)

<b>Carbón activo</b>	<b>Tipo de lixiviado</b>	<b>Capacidad máxima de adsorción (mg/g)</b>	<b>Eliminación porcentual (%)</b>	<b>Referencia</b>
GAC (tipo PHO 8/35 LBD)	Estabilizado	165,46	60	Kurniawan et al., (2006)
Cáscara de arroz	Joven	NR	70	Kalderis et al., (2008)
Calgón Filtrasorb 400	Estabilizado	564	70	Morawe et al., (1995)
GAC Comercial	NR	NR	73,4	Song et al., (2009)
PAC comercial	Intermedio	NR	89.2	Song et al., (2009)
Norita 0.8	Estabilizado	88,80	90	Rivas Toledo et al., (2003)
PAC comercial		53,58	95	KURNIAWAN et al., (2006)

PAC: Carbonos activos en Polvo; GAC: Carbón Activo Granular; NR: No reporta.

*Fuente: Elaboración propia- Adaptado de fuentes bibliográficas.*

- **Generación y gestión de lodos generados durante el tratamiento fisicoquímico de los lixiviados**

Principalmente el tratamiento fisicoquímico aplicado al lixiviado de los vertederos y rellenos sanitarios ocasiona que se presente una alta generación de lodos que requieren no solo ser tratados, sino que son recursos que pueden ser aprovechados para evitar su simple disposición, encontrando alternativas viables para aprovechar los recursos. El tratamiento aplicado a los lodos y fangos generados en los rellenos sanitarios, generalmente reciben un tratamiento semejante al que reciben los lodos de las Estaciones de Depuración de Aguas Residual Doméstica. La figura 24 relaciona las alternativas para el tratamiento de lodos y fangos.

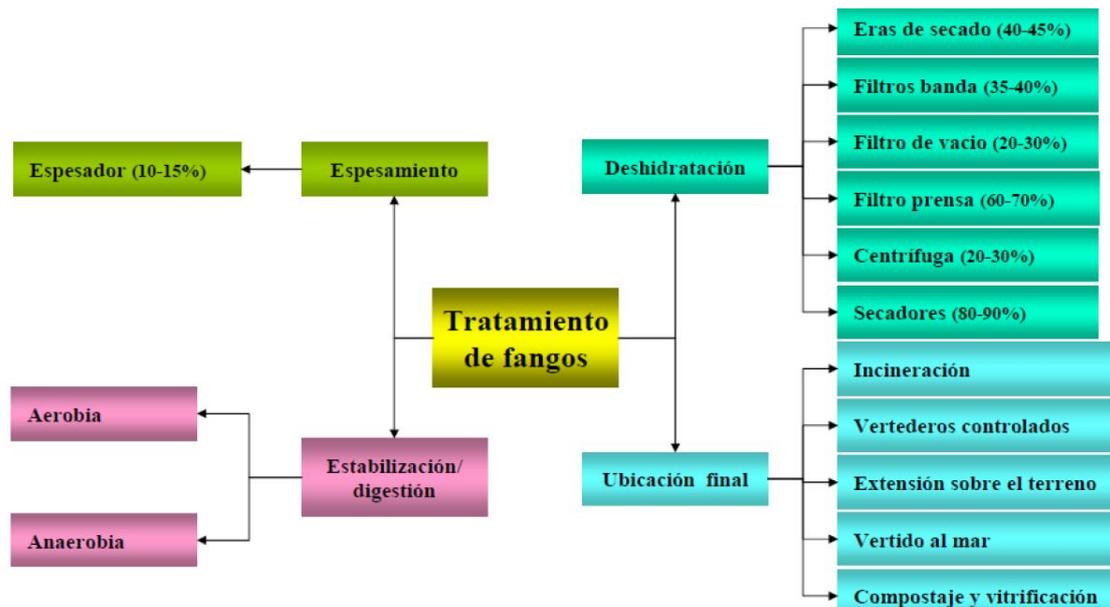


Figura 24. Líneas de tratamiento para Lodos y Fangos.

Fuente: Sanz Vera (2018)

### Valorización agrícola del lodo

La operación de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) o también denominadas Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR), ocasiona que se genere un subproducto que corresponde a lodos estabilizados que contienen nutrientes y materia orgánica, constituyéndose en fuente importante de elementos esenciales para el mejoramiento del suelo y el desarrollo de especies vegetales, por lo cual al implementar tratamiento de EDAR para el tratamiento de lixiviados es coherente que se generen lodos a los cuales sea necesario buscar alternativas de aprovechamiento y no solo procesos de disposición en celdas de almacenamiento.

Dentro de la búsqueda de alternativas de manejo y gestión de lodos, la valorización agrícola se constituye como una de las opciones de mayor uso en el mundo (Castillo Araya, 2008). En estudios realizados por este autor en suelos de la Región Metropolitana de Santiago de Chile (Chile), los resultados obtenidos permiten determinar la viabilidad del uso de biosólidos generados en EDAR en suelos degradados por agricultura. En el suelo en el que se aplicó el lodo, se observó una tendencia al aumento de parámetros tales como materia orgánica, nitrógeno, fósforo y azufre respecto a su situación base. En las aguas subsuperficiales, el valor de los nutrientes el sistema suelo-agua no tuvo impactos analíticos negativos asociados al uso de biosólidos. En cuanto a

los rendimientos de los cultivos asociados a los biosólidos, estos aumentaron entre un 30 a un 70%, con respecto a la fertilización normal basada en fertilizantes inorgánicos.

Si bien la valorización de lodos a través de su aplicación en suelos agrícolas como enmiendas orgánicas o dentro del proceso de fertilización natural es una salida que puede resultar viable, es imprescindible que este producto cumpla con las normas ambientales que rijan en cada país. Para el caso de Colombia, el Decreto 1287 de 2014 “por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales”, indica además la tasa máxima anual de aplicación que pueden ser incorporadas a un terreno. La tabla 15, relaciona las exigencias máximas permisibles de concentración por categoría de biosólidos para su uso. Este decreto no aplica a los lodos que tengan características de peligrosidad.

Tabla 15. Valores máximos permisibles de categorización de biosólidos para su uso.

Criterio	Variable	Unidad de Medida	Categoría Biosólido	
			Valores máximos permisibles	
			A	B
<b>Químicos- Metales</b> Concentraciones máximas	Arsénico (As)	mg/kg de biosólido (base seca)	20,0	40,0
	Cadmio (Cd)		8,0	40,0
	Cobre (Cu)		1.000,0	1.750,0
	Cromo (Cr)		1.000,0	1.500,0
	Mercurio (Hg)		10,0	20,0
	Molibdeno (Mb)		18,0	75,0
	Níquel (Ni)		80,0	420,0
	Plomo (Pb)		300,0	400,0
	Selenio (Se)		36,0	100,0
	Zinc (Zn)		2.000,0	2.800,0
<b>Microbiológicos</b>	Coliformes fecales	Unidades Formadoras de Colonias - UFC/g de biosólido (base seca)	<1,00 E (+3)	<2,00 E (+6)
	Huevos de Helmintos Viables	Huevos de Helmintos viables/4 g de biosólido (base seca)	<1,0	<10,0
	Salmonella sp.	Unidades Formadoras de	Ausencia	<1,00 E (+3)
		Colonias - UFC / en 25 g de biosólido (base seca)		
	Virus Entéricos	Unidades Formadoras de Placas - UFP/4 g de biosólido (base seca)	<1,0	

Fuente: Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio (2014)

### Deshidratación del lodo

El proceso de tratamiento para la deshidratación de lodos provenientes del tratamiento fisicoquímicos de los lixiviados puede realizarse mediante el empleo de diferentes instrumentos y equipos. Los mecanismos físicos para la deshidratación de lodos se pueden desarrollarse mediante alguna de las siguientes alternativas, tal y como informan Strande et al. (2014):

- **Separación por gravedad:** La gravedad es la fuerza más aplicada para la separación de líquidos y sólidos. Con el tiempo, las partículas que son más pesadas que el agua se asientan bajo condiciones quietas, con una velocidad que depende del tamaño de las partículas, la concentración de sólidos suspendidos y la floculación. Estos fundamentos son aplicados en el diseño de tanques de sedimentación y espesamiento.
- **Filtración-Evaporación:** Es realizada en los lechos de secado con o sin plantas. Estos procesos utilizan algún medio filtrante para atrapar los sólidos en la superficie del lecho, mientras los líquidos drenan a través del lecho para ser recolectados, o también se evaporan de los sólidos. En estos lechos filtrantes de secado, la filtración ocurre lentamente, con tasas de 0,1 a 0,4 m/h, y requieren menos mantenimiento y operación que otras tecnologías más veloces. La energía requerida para la evaporación es proveída por el sol.
- **Filtros de banda, vacío y de prensa:** Los filtros de banda emplean una banda continua de tela filtrante entre rodillos giratorios para comprimir y drenar los lodos, con bajo consumo de energía y mano de obra, aunque con tela filtrante de corta duración y sensibilidad al tipo de lodo. Los filtros de vacío utilizan un tambor perforado sumergido en lodo líquido, aplicando vacío para deshidratar la torta de filtración, presentan alta capacidad de carga, pero los costes de inversión, mantenimiento y explotación son elevados. Los filtros de prensa consisten en placas con tela filtrante entre las cuales se aplica alta presión hidráulica para formar tortas de filtración, con altos costes de inversión y con un funcionamiento discontinuo y laborioso (Condorchem Enviro Solutions, 2024)
- **Centrifugación:** es utilizada principalmente para la separación del agua de los lodos generados en el tratamiento de las aguas residuales. Los lodos son colocados dentro de la centrífuga que gira a alta velocidad y la fuerza centrífuga acelera el proceso de sedimentación. Los sólidos se asientan en las paredes de la centrífuga, para recolectarse en forma separada de los líquidos. La figura 25 presenta un sistema de centrífugas para la deshidratación de lodos.
- **Secado térmico:** Se utiliza el secado al calor para evaporar y separar el agua de los lodos más allá de lo que se puede lograr con otros métodos más convencionales o pasivos. El secado térmico reduce el peso y el volumen, ya que el agua se pierde

en forma de vapor. Se aumenta la temperatura de los lodos por medio de la energía transferida de una fuente externa de calor.



Figura 25. Centrífugas de deshidratación de lodos generados en los tratamiento fisicoquímico del Lixiviado

*Fuente: Elaboración propia.*

### Biodigestión

Un biodigestor es una unidad de fermentación biológica que procesa los desechos y efluentes orgánicos. En un medio anaeróbico (ausencia de oxígeno) y neutro (pH entre 7 y 8) se desarrollan unas bacterias que tienen la propiedad de degradar la materia orgánica y transformarla en gas (Conil, 1989). La elección de la tecnología depende de múltiples factores, como la disponibilidad y características del sustrato, su contenido de materia seca, potencial energético, demanda local de energía, condiciones de transporte y recursos financieros disponibles, entre otros, por lo que la elección de la tecnología más apropiada debe hacerse con el apoyo de un experto (Anthesis Lavola et al., 2022).

En este ámbito, el empleo de los lodos generados en el tratamiento de lixiviado resultan ser un complemento ideal para la biodigestión húmeda continua. El tratamiento biológico es exigente en que el residuo que ingrese sea biodegradable libre de contaminantes, por lo cual para llegar a masas críticas que permitan hacer factible el tratamiento se suelen mezclar con lodos de aguas residuales e industriales y/o con residuos orgánicos de los sectores agrícolas y pecuarios (Anthesis Lavola et al., 2022).

De la biodigestión se obtienen dos productos: Biodigestato y biogás. Para el primer caso, se conoce con el nombre de “suelo estabilizado” y es utilizado para cubierta en los rellenos sanitarios y en los taludes de los viaductos, no se recomienda para uso en productos agrícolas de consumo humano, incluso algunos países lo prohíben y debe ser

llevado a relleno sanitario (Anthesis Lavola et al., 2022). Otro producto es el biogás, de alto poder calorífico que se utiliza como sustituto del gas natural.

### *Estabilización aerobia de los lodos*

La creciente producción de lodos activos residuales ha impulsado a las estaciones depuradoras de pequeña escala a mejorar su eficiencia. Para abordar este problema, se han realizado ensayos que han empleado un tratamiento con sulfito in situ como método no intrusivo para aumentar la degradación aeróbica. Con la solubilización e hidrólisis mejorada con sulfito, se ha logrado un aumento de 3,6 veces la degradación. Se mejoran tanto las propiedades de deshidratación de lodos como la inactivación de patógenos. Para dilucidar el impacto del sulfito en las comunidades microbianas, tanto el lodo crudo como las muestras en etapa estable se sometieron a la *secuenciación del gen 16S rRNA*. El análisis de la diversidad dentro de la muestra (diversidad  $\alpha$ ) reveló una disminución discernible en la heterogeneidad microbiana tras la adición de sulfito lo que genera la estabilidad de los lodos. La degradación aeróbica surge como una alternativa más pragmática para la gestión de lodos activos residuales, especialmente cuando se considera el requisito inmediato de reducción de lodos (Qin et al., 2024)

*Secuenciación parcial del gen 16S rRNA: Técnica útil y ampliamente utilizada para la identificación de cepas bacterianas como mínimo a nivel de género, y muchas veces a nivel de especie. En la CECT se secuencian aproximadamente los primeros 1000 nucleótidos del gen, que incluyen zonas hipervariables donde se acumulan la mayoría de las diferencias nucleotídicas entre especies (CECT, 2024)*

*Metodología: La metodología utilizada para la secuenciación parcial es la descrita en Arahal et al. (2008). El DNA se amplifica mediante PCR en un termociclador utilizando cebadores universales, 616V: 5'-AGA GTT TGA TYM TGG CTC AG -3', 699R: 5'-RGG GTT GCG CTC GTT -3'. Los productos de PCR se comprueban mediante electroforesis en gel de agarosa 1% (p/v) en tampón tris-borato EDTA a 135 V durante 25 minutos.*

### *Tratamiento término de lodos (Incineración-pirólisis)*

Otra opción para los lodos es el tratamiento térmico por pirólisis para producir biocarbón. El biosólido resultante se puede utilizar como adsorbente para tratar los lixiviados de vertederos. En el estudio adelantado por Celso Monteiro Zanona et al. (2023), se recolectaron muestras de lodos de depuradora de dos plantas de tratamiento de aguas residuales en Curitiba, Brasil, incluyendo lodos aeróbicos y anaeróbicos. Tras deshidratar las muestras mediante centrifugación, se sometieron a pirólisis bajo un diseño

experimental. Se aplicaron diferentes temperaturas y tiempos de residencia en cuatro pasos de pirólisis, desde 450°C durante 60 minutos hasta 850°C durante 120 minutos, además, de un paso intermedio a 650°C durante 90 minutos. Posteriormente, se procesaron los biocarbones obtenidos, se molieron y se tamizaron antes de almacenarlos para su posterior uso como adsorbente de contaminantes del lixiviado de vertederos.

Los resultados indican que el biocarbón procedente de los lodos anaeróbico presentó mejor rendimiento de adsorción. La temperatura de pirólisis tuvo un efecto significativo sobre las propiedades del biocarbón. De este modo, los pirolizados a 850 °C presentaron mayores áreas superficiales y volúmenes de poros, mayor estabilidad y aromaticidad, menores relaciones O/C y mayor rendimiento de adsorción de Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Disuelto (DOC) y color del lixiviado de vertedero. Según los resultados arrojados por este estudio, el biocarbón se puede aplicar en una etapa de pretratamiento de lixiviados de vertederos, principalmente de lixiviados maduros que presentan una concentración considerable de materia orgánica recalcitrante. A su vez, para cumplir con las especificaciones reglamentarias para su vertido a cuerpos de agua, el biocarbón procedente de lodos de depuradora también podrá considerarse para eliminar la materia orgánica residual en una etapa de postratamiento de lixiviados de vertedero (Celso Monteiro Zanona et al., 2023)

Estudios realizados por Agrafioti et al. (2013), indican que la pirólisis suprime la liberación de metales pesados del biocarbón, lo que indica que no existe ningún riesgo ambiental al utilizar biocarbón derivado de lodos como enmienda del suelo.

## **7.2 Tecnologías de membranas**

Los procesos convencionales de separación por membranas (ósmosis inversa (RO), nanofiltración (NF), ultrafiltración (UF) y microfiltración (MF)) se utilizan ampliamente para el tratamiento de lixiviados de vertederos. Generalmente, las membranas se aplican después de un paso de pretratamiento físico, químico o fisicoquímico (Renou et al., 2008). Las figuras de la 26 a la 29 ilustran unidades de tratamiento de Microfiltración, Ultrafiltración, Nanofiltración y Ósmosis Inversa,

instaladas en el sistema de tratamiento de Lixiviado del relleno sanitario de Doña Juana de la ciudad de Bogotá D.C, (Colombia).

El empleo de tecnologías de filtración por membranas (ultrafiltración, nanofiltración, microfiltración y ósmosis inversa) se ha revelado como una herramienta justificable y viable en el pretratamiento o en asociación con tratamientos químicos para la eliminación de coloides y materias en suspensión, y el fraccionamiento de la masa molecular preponderante de los contaminantes orgánicos en un lixiviado determinado, logrando un valor de coeficiente de eliminación de DQO y metales pesados del 98% y 99%, respectivamente (Trebouet et al., 2001; Ushikoshi et al., 2002).

Figura 26. Unidades de Microfiltración.



Figura 27. Unidad de Ultrafiltración.



Figura 28. Unidad de Nanofiltración.



Figura 29. Control de mando – RO.



*Fuente: Elaboración propia.*

Es indispensable que haya integración de métodos convencionales con procesos de membrana para que estas operen correctamente y se han hecho más necesarias debido a la aplicación de regulaciones más estrictas para la descarga de lixiviados de los rellenos sanitarios, ya que se ha encontrado que los procesos de tratamiento único no son capaces

de alcanzar los niveles deseables de vertimiento o de aprovechamiento. Las tecnologías de membrana integradas logran una eficiencia de eliminación de contaminantes superior al 95% con un gran volumen de lixiviados tratados (Keyikoglu et al., 2021).

Una secuencia ampliamente utilizada es el biorreactor de membrana (MBR), al que sigue el proceso NF (G. Li et al., 2010; Sivic et al., 2018). Los desarrollos recientes en el proceso de ósmosis directa (FO) también han iniciado aplicaciones en el tratamiento de lixiviados de vertederos (Dong et al., 2014). Los resultados obtenidos con este tipo de tratamiento han indicado que tiene una eficiencia de eliminación de DQO del 66% en la primera etapa y de hasta el 90% después del tratamiento combinado entre tratamiento fisicoquímicos y biológicos (Marttinen et al., 2002).

De acuerdo con Keyikoglu et al. (2021), el inconveniente de emplear membranas es la producción de un concentrado de membrana con características aún más peligrosas por lo cual debe implementarse un proceso complementario. En muchas ocasiones se opta por la recirculación para diluir las concentraciones o implementar tratamiento de espesamiento o deshidratación de lodos. Los concentrados de membrana producidos a partir de procesos de tratamiento de lixiviados son responsables del 13% al 50% del volumen inicial de lixiviados y contienen altos niveles de contaminantes orgánicos refractarios como compuestos aromáticos, hidrocarburos de cadena larga, halo-hidrocarburos y sales inorgánicas (He et al., 2015; Kallel et al., 2017).

Además, la alta concentración de compuestos salinos junto con la presencia de los contaminantes refractarios anteriores reduce en gran medida la biodegradabilidad de estos concentrados, lo que los hace prácticamente intratables mediante procesos de tratamiento biológico. Por lo tanto, muchos investigadores han aplicado ampliamente métodos de tratamiento convencionales (evaporación, recirculación, adsorción, electrodiálisis, coagulación y oxidación) y procesos avanzados como el uso de ozono, procesos de oxidación basados en Fenton y persulfato y procesos electroquímicos para el tratamiento de los concentrados de membranas de lixiviados de vertederos (Xu et al., 2017; Wang, Li, et al., 2017).

## 7.3 Tratamientos biológicos

### Reactores biológicos

Los reactores UASB, cuando son sometidos a altos valores de carga orgánica volumétrica, han mostrado rendimientos más altos en comparación con otros tipos de reactores anaeróbicos para la generación de biogás durante el tratamiento de lixiviado (Jia et al., 2009). El estudio realizado por los autores anteriores evaluó el desempeño de un sistema compuesto por UASB y MBR en el tratamiento de lixiviados de vertedero con las concentraciones que se describen en la Tabla 16.

Tabla 16. Características fisicoquímicas del lixiviado crudo.

Parámetro	Unidad	Media	Máximo	Mínima
pH	/	5,15	6,3	4
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	59500	75000	40000
Demanda biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	27500	45000	20000
DBO <sub>5</sub> /DQO	mg/L	0,47	0,42	0,52
Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	mg/L	11500	13200	9800
Sólidos Suspendidos (SS)	mg/L	2500	4000	1000
Amoniacó (NH <sub>3</sub> -N)	mg/L	1090	1800	380
Nitrógeno Total (NT)	mg/L	10750	14500	7000
Fósforo Total (PT)	mg/L	147,5	173	122

Fuente: Jia et al., (2009)

Durante el período de operación, las tasas de producción total de gas y metano aumentaron al aumentar las tasas de carga. El contenido medio de metano del gas fue del 72,5% y el resto fue CO<sub>2</sub>. El aumento constante en la tasa de producción de metano también indicó que el lodo presente en el reactor se estaba volviendo más activo y, por lo tanto, podía manejar un mayor rendimiento del lixiviado (Jia et al., 2009). Además, la DQO del afluente de MBR (el efluente de UASB) flocculó en un rango de 1440 a 25.600 mg/L durante el período de operación. La eliminación de DQO del MBR se mantuvo constante a una tasa de aproximadamente el 98% durante toda la operación y la calidad del permeado del MBR mejoró gradualmente. Sin embargo, la reducción de la DQO del afluente de MBR no mejoró mucho más la calidad del permeado, ya que se observó una DQO del efluente promedio de 350 mg/L desde el día 25 en adelante, independientemente de la concentración de DQO del

afluente del reactor. El sistema UASB-MBR puede funcionar bien en el tratamiento de lixiviados de vertederos. Aunque no funciona en la eliminación de  $\text{NH}_3\text{-N}$ , el proceso UASB reduce la carga del sistema MBR en términos de COD,  $\text{DBO}_5$  y SS y, por lo tanto, contribuye al rendimiento del sistema total lo que indica que el sistema integrado debe considerarse como una opción eficaz para los lixiviados de vertederos (Jia et al., 2009).

De acuerdo con Torres Lozada et al. (2005), resulta muy factible el uso de la tecnología de los reactores UASB para tratar lixiviado provenientes de vertedero. Un reactor operado con un Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) constante de 24 horas y con COV entre 6,0 y 32 kg DQO/ $\text{m}^3\cdot\text{día}$ , variando la concentración de DQO entre 3.567 y 59.350 mg/L. Con el ajuste del pH y la concentración de fósforo en el sustrato alcanzó eficiencias de eliminación de DQO mayores al 90%.

### **Lagunas de estabilización**

Existen en la actualidad gran variedad de sistemas que pueden ser utilizados para el tratamiento de los lixiviados de vertederos y entre estos se encuentran las lagunas de estabilización que pueden ser anaerobias, facultativas, aerobias o de maduración. Pesántes et al. (2018) emplearon una laguna de estabilización aerobia piloto para el tratamiento de lixiviados de vertedero: 3m x 2m, profundidad 0,30m y volumen de 1,8  $\text{m}^3$  para lograr la penetración de la radiación solar y garantizar el aporte natural de oxígeno hacia el sistema, ya que la aireación se realizó mediante el oxígeno atmosférico y la fotosíntesis de algas. La eficiencia de eliminación de la materia orgánica a partir de las mediciones de la DQO alcanzó el 91,17% y del 98,24% para la  $\text{DBO}_5$ .

Sin embargo, según el estudio realizado por Pellón Arrechea et al. (2015), los lixiviados tratados en una laguna de estabilización presentaron una eficiencia de eliminación de materia orgánica en función de la  $\text{DBO}_5$  de hasta el 75%. Con respecto a coliformes fecales se encontró una alta eficiencia de eliminación que alcanzó el 99,99% con el empleo de la laguna de estabilización aerobia la cual debido a la baja profundidad garantizó la penetración de rayos solares y, además, por el extenso tiempo de retención hidráulica (51 días) favoreció los procesos de sedimentación.

## Humedales

La tecnología de humedales puede catalogarse como un proceso de tratamiento natural. Lam et al. (2023), investigó el potencial de los lixiviados de vertederos altamente tratados para ser recuperados para riego o aplicaciones industriales. En el estudio se compararon cuatro alternativas de pretratamiento para continuar con proceso por ósmosis reversa con ultrafiltración (UF-RO): 1) sin pretratamiento, 2) lodos activados, 3) Humedales artificiales y 4) Humedales artificiales mejorados con adsorbentes (zeolita y bio-carbón). Los resultados arrojaron que el Humedal artificial mejorado con adsorbentes seguido de UF-RO logró la tasa más alta de recuperación de agua para riego y por ende el mayor ahorro de costes. La adición de adsorbentes de bajo coste a los Humedales artificiales es un enfoque prometedor para mejorar el pretratamiento antes de la UF-RO para la recuperación de lixiviados de vertederos. Además, este tipo de tratamiento retiene un alto porcentaje de sólidos suspendidos reduciendo el ensuciamiento y las incrustaciones en las membranas de UF-RO.

Se han observado problemas con la alta concentración de sólidos en suspensión en el efluente de los sistemas de lodos activados debido a fenómenos de crecimiento disperso de la biomasa como resultado de la alta salinidad de los lixiviados (Cassano et al., 2011). Lo anterior genera saturación en las membranas de pulimento de Ultrafiltración, Nanofiltración y Ósmosis Inversa. Por ello, los sistemas de humedales son una solución para la retención de sólidos en suspensión, sin embargo, las plantas de los humedales desempeñan en su mayoría un papel indirecto en la eliminación de contaminantes siendo el efecto directo la absorción de nutrientes y metales pesados. Para continuar eliminando estos compuestos del lixiviado, la biomasa debe ser periódicamente cosechada.

Los metales pesados ingresan al lixiviado del vertedero como resultado de la presencia de una variedad de productos de consumo como baterías, plásticos, cerámica y electrónica. Los principales mecanismos en la eliminación de metales pesados son vías biológicas, precipitación química y coprecipitación, unión a la materia orgánica, sorción en el suelo y las superficies de las raíces de las plantas, y filtración de sólidos suspendidos por sistemas de raíces y suelo (Bakhshoodeh et al., 2020).

Bulc (2006) introdujo un humedal artificial que constaba de tres lechos interconectados, dos de flujo vertical y uno de flujo horizontal, cubriendo 311 m<sup>2</sup> con una carga hidráulica intermitente de 0,5 cm/día, relleno con medio de arena y plantado de juncos. Las eficiencias de eliminación en el lixiviado tratado fueron: DQO= 50%, DBO<sub>5</sub>= 59%, nitrógeno amoniacal= 51%, fósforo total= 53%, sulfuros= 49%, cloruros= 35% y hierro= 84%, con efectos negativos para nitratos y sulfatos (-7%).

En la revisión bibliográfica realizada por Zafra-Mejía y Romero-Torres (2019) sobre tecnológicas para el tratamiento de los lixiviados en rellenos sanitarios en Iberoamérica, encontraron amplias fluctuaciones en los porcentajes de eliminación para DBO<sub>5</sub> (5-98%), DQO (40-82%), N (5-82%), y P (5-98%). Estas fluctuaciones en los porcentajes de eliminación probablemente estuvieron asociadas con las características del lixiviado a depurar, es decir con la edad del lixiviado. Los resultados también mostraron de manera comparativa que la tecnología mediante humedales artificiales probablemente fue más eficiente para la eliminación de metales pesados (Pb: 12-23%; Hg: 9-12%; Cd y Cr: < 5%) en relación con las tecnologías del enfoque biológico de combinación con aguas residuales y lodos activados (Pb, Cd y Cr: <5%). De esta manera, los resultados sugirieron emplear la tecnología mediante humedales artificiales como sistema de depuración terciario para la posible reducción de metales pesados en lixiviados de rellenos sanitarios.

Los humedales naturales o artificiales son una buena alternativa para ser incorporados a las líneas de tratamiento de lixiviados. Sin embargo, requieren ser complementados con otros sistemas de tratamiento para cumplir con los requerimientos ambientales. Es recomendado implementar estos sistemas de tratamiento en proyectos con amplias áreas disponibles.

#### **7.4 Tratamientos Térmicos**

Para el tratamiento térmico de los lixiviados pueden ser empleados estanques recubiertos para la evaporación de lixiviados. El lixiviado que no se evapora se riega por encima de las porciones completadas del vertedero. En lugares lluviosos, la instalación para el almacenamiento de lixiviados se cubre durante el invierno con una geomembrana,

para excluir aguas de lluvia. Se evacua el lixiviado acumulado mediante evaporación durante los meses cálidos del verano, destapando la instalación de almacenamiento y regando el lixiviado sobre las superficies del vertedero en activo o ya lleno (Chávez Montes, 2011).

Una alternativa para la evaporación del lixiviado, aparte de aprovechar la radiación solar, es el apoyo de esta evaporación con calor. La producción de esta energía térmica se puede realizar con el biogás del relleno sanitario. La experiencia y los cálculos de producciones de gas y lixiviados en los rellenos sanitarios indican que se tiene gas en exceso para suplir las necesidades energéticas de evaporación del lixiviado (Giraldo, 2001).

Dependiendo del tipo de lixiviado en algunos casos existe la necesidad de hacer un post-quemado de la mezcla gas-vapor de agua que sale del evaporador para lograr la destrucción de emisiones de Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) que se arrastran durante el proceso de evaporación, de tal manera que la cantidad requerida de biogás se aumenta con respecto a los cálculos termodinámicos normales. Sin embargo, una vez quemados los COVs las emisiones del proceso se limitan a vapor de agua y a un lodo espesado. Algunas de las tecnologías utilizan de manera directa la energía que se genera al quemar el gas con el objetivo central de evaporar el lixiviado, lo que se denomina vaporización del gas, mientras que otras tecnologías pueden utilizar el calor residual que generan motores de combustión o turbinas, que utilizan el biogás para generar potencia mecánica, que a su vez se puede usar para la generación eléctrica. De esta manera, se están logrando llevar a cabo no solamente el aprovechamiento del gas para la conversión a energía eléctrica, sino el tratamiento de los lixiviados, solucionando los dos principales problemas que tienen los rellenos sanitarios: emisiones de gases y de lixiviados (Giraldo, 2001).

### **7.5. Tecnologías emergentes y alternativas sostenibles**

Dentro de las tecnologías emergentes y sostenibles para el tratamiento de los lixiviados procedentes de los rellenos sanitarios se encuentra la recirculación de lixiviados. Una de las principales estrategias de estabilización de vertederos es la

humidificación de residuos (Bareither et al., 2017); y la recirculación de lixiviados (LR) es una de las técnicas de humidificación más empleadas en vertederos modernos (Benson et al., 2007; Kumar et al., 2011). La experiencia indica que el tiempo de estabilización se reduce a períodos de 10 a 15 años en vertederos construidos adecuadamente que utilizan LR, en comparación con los 30 o más años requeridos en vertederos convencionales (EPA, 2007). Esta estrategia no sólo reduce el riesgo asociado a la contaminación de las aguas subterráneas y suelos ante un posible fallo del sistema de confinamiento del vertedero, sino que también puede aumentar la vida útil de los sitios y reducir sus plazos de operación y gestión post-cierre, mejorando también su sostenibilidad ambiental y económica (Cossu, 2005; UNEP, 2024).

El uso masivo de técnicas de LR ha acelerado el interés por el estudio de los diferentes métodos utilizados en su implementación, así como en las variables más determinantes en su funcionamiento. El contenido de humedad de los residuos en los vertederos es un parámetro fundamental, y mantenerlo en el rango de 40% a 65% es deseable para promover la rápida descomposición (Sandoval-Cobo et al., 2022).

Un factor clave que varía según los objetivos específicos de LR es la tasa de recirculación de estos lixiviados, siendo generalmente mayor cuando el objetivo principal es optimizar la generación de biogás (100–200 L/ton de residuos), aunque la composición de los residuos y las condiciones ambientales específicas del sitio también se deben tener en cuenta (por ejemplo, precipitación, temperatura, evaporación) (Beaven et al., 2009). La recirculación de lixiviados también puede reducir los costes de tratamiento de lixiviados (Reinhart et al., 2002).

La recirculación de los lixiviados se ha estudiado en detalle en los Estados Unidos con el apoyo de la Agencia de Protección Ambiental (Giraldo, 2001). Sin embargo, esta alternativa no ha estado exenta de fallos operativos. En el relleno sanitario de Doña Juana (RSDJ) en Bogotá D.C (Colombia), el experto en el tratamiento de aguas residuales, reutilización de aguas y gestión de residuos sólidos, George Tchobanoglous, en la década de los 90 propuso la reinyección y recirculación de lixiviados dentro de las mismas capas de basura debido al mal tratamiento de lixiviado que generaba la contaminación de las aguas superficiales del río Tunjuelo. Se esperaba que poco a poco, la acción bacteriana, aerobia y anaerobia, despojara a los líquidos de la carga de materia orgánica y de los

materiales contaminantes, hasta generar un líquido relativamente aséptico que podía verterse al río. Hasta ese momento era un diseño experimental en Estados Unidos y se aplicaba en pequeños rellenos sanitarios, así que el RSDJ era un gran laboratorio para probarlo a gran escala. La inestabilidad de la basura y el fracaso de la recirculación de lixiviados ocasionó que en septiembre de 1997 más de un millón de toneladas de basuras se desplomaron sobre el río Tunjuelo. El deslizamiento del relleno afectó las condiciones ambientales y de salud de cerca de medio millón de habitantes del sur de la capital colombiana quienes padecieron infecciones respiratorias, vómito, diarreas y alergias (Jiménez Viña, 2019).

En China, para reducir la contaminación por lixiviados y acelerar la estabilización de los residuos sólidos, se desarrolló un sistema de biorreactores anaeróbicos que funcionan con los rellenos sanitarios, esto con la finalidad de fortalecer la actividad microbiana mediante la recirculación de lixiviados (Gu et al., 2020)

Sandoval-Cobo et al. (2022) realizó un experimento para determinar la viabilidad para recircular lixiviado. La evaluación se realizó en dos biorreactores de 115 L, uno simulando la operación de un vertedero con LR (Br2), donde el lixiviado producido se recirculó a razón de 0,8 L/día, y un sistema de control sin LR (Br1). El lixiviado generado en Br2 alcanzó valores indicadores de estabilización para  $DBO_5$  ( $<100$  mg/L) y la  $DBO_5/DQO$  relación ( $<0,1$ ). Se observó que la LR ayudó a liberar un 19% más de materia orgánica oxidable en Br2 que en Br1, lo que indica una reducción en el potencial contaminante de los residuos en el caso de vertidos incontrolados de lixiviados al ambiente. En cuanto a la producción de biogás, la generación de  $CH_4$  en Br2 fue más intensa y su producción acumulada fue un 34,5% superior a la del Br1, lo que muestra un efecto acelerador de LR en degradación de residuos. Este resultado demuestra el potencial de LR para acelerar la estabilización de un vertedero, pero también para reducir el efecto invernadero y las emisiones de gases en sitios de disposición final donde también se captura y utiliza biogás para la producción de energía; un aspecto clave a la hora de mejorar la sostenibilidad de las operaciones de vertederos en los países en desarrollo.

Para Beaven et al. (2009), las principales razones para emprender la recirculación de lixiviados en los vertederos son:

- a. Gestionar los caudales de lixiviados (amortiguación de flujo máximo/capacidad de absorción) (para amortiguar los flujos máximos y proporcionar un flujo más uniforme a las instalaciones de tratamiento de lixiviados).
- b. Estimular la generación de gas (para aumentar los ingresos por gas procedente de vertedero).
- c. Acelerar la estabilización de los residuos orgánicos y reducir los costes y responsabilidades de mantenimiento a largo plazo.
- d. Eliminación de picos altos de contaminantes.
- e. Controlar incendios/reducir temperaturas elevadas en puntos calientes en los desechos o para apagar incendios en vertederos subterráneos.
- f. Elevar la temperatura mediante la inyección de lixiviados calentados para estimular los metanógenos en condiciones frías del invierno.

## **8. PERSPECTIVA DE LA GESTIÓN DE LIXIVIADOS EN COLOMBIA**

La investigación de procesos y alternativas de tratamiento eficientes para el lixiviado en Colombia ha arrojado desafíos y limitaciones puntuales de conocimiento sobre el tema, entre los cuales se pueden indicar que:

- De acuerdo con Cristancho Montenegro et al. (2020), de los rellenos sanitarios más grandes del país y que implementan diferentes tratamientos para el lixiviado a parte de la recirculación, solamente dos (El Guabal en Cali y Nuevo Mondoñedo en Boyacá-Cundinamarca)), cumplen las normas ambientales en materia de vertido de lixiviado, mientras que Doña Juana (Bogotá D.C), La Pradera (Medellín), Los Pocitos (Barranquilla), El Carrasco (Bucaramanga), Regional Presidente (Pereira), La Glorita (Pereira), Parque Ecológico Reciclante (Villavicencio), Antanas, La esmeralda (Manizales) no cumplen con la totalidad de los parámetros exigidos por la normatividad colombiana en términos de

metales pesados presentes en los lixiviados, siendo los principales: Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Mercurio (Hg) y Plomo (Pb).

- En los vertidos de lixiviado, se encuentran elevadas concentración de mercurio, encontrando valores de 316,2 µg/L (Ocampo Barrero et al., 2017) y 791,7 µg/L (Ocampo Barrero et al., 2016) lo que representa un riesgo para la salud humana y los ecosistemas.
- Los lixiviados crudos suelen tener altas concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO), metales pesados y otros contaminantes que dificultan su tratamiento. Por tanto, se ha identificado como un desafío el alto coste y la complejidad de implementar y operar los sistemas de tratamiento, reflejando una preocupación por la viabilidad económica de estas soluciones (Torres Gil et al., 2020; Serrano et al., 2023)
- El tratamiento de contaminantes tóxicos, peligrosos y recalcitrantes es un gran desafío para el país. Se ha evidenciado que los sistemas biológicos por sí solos no alcanzan niveles óptimos de eficiencia en estos casos (Ríos-Sossa et al., 2022). Por ello, se recomienda la integración de procesos de oxidación avanzada para mejorar los resultados, sin embargo, se requieren mayores estudios al respecto (Revelo-Romo et al., 2021)
- A nivel mundial existe una tendencia en el estudio de los Perfluoroalquiladas y Polifluoroalquiladas (PFA's) y de los contaminantes de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCP), compuestos tóxicos comúnmente presentes en los lixiviados. Sin embargo, la aplicación de métodos de oxidación avanzada para la degradación de estos compuestos no ha sido estudiada en Colombia, solo se ha publicado un artículo de revisión sobre este tema. Dicho estudio subraya la urgente necesidad de aplicar estos métodos, destacando la importancia de ampliar la investigación para abarcar una gama más extensa de PFA's (Marín-Marín et al., 2023).
- Los tratamientos de lixiviados en Colombia presentan desafíos para mejorar en la eficiencia para la eliminación de cargas contaminantes del lixiviado, especialmente en condiciones no óptimas (Maldonado Maldonado et al., 2018; Zafra Mejía et al., 2021; Pinedo Hernández et al., 2024).

Teniendo en cuenta la actualidad del tratamiento de lixiviados y los vertidos a los cuerpos hídricos en condiciones no aptas de acuerdo con las normas ambientales en materia de calidad del vertido, se presentan variadas oportunidades de mejora en el sector, alternativas de implementación que pueden resultar útiles para la eliminación de contaminantes, entre las cuales se encuentran:

- Uso de humedales construidos como una solución sostenible y efectiva para el tratamiento secundario de lixiviados en climas tropicales como Colombia, aprovechando procesos naturales y semi-naturales para la depuración de contaminantes (Madera, 2016; Jiménez Cerón et al., 2018; Torres Gil et al., 2020; Vásquez Sarria et al., 2023).
- Se exploran tecnologías innovadoras, como el uso de microalgas, de bajo coste y con el potencial de obtener biolípidos que pueden ser útiles para la producción de biodiésel. Se evaluó un vertedero local en Cartagena, Colombia, utilizando *Nannochloris sp.* de microalgas. El crecimiento de las microalgas mostró una inhibición de entre el 20 y el 30%. Esto podría ser atribuido a la relación N:P extremadamente alta (49,79). El porcentaje de eliminación de nutrientes fue alto (Fósforo entre 67,7% y 92% y Nitrato entre 24% y 67%) (Baldiris Navarro et al., 2023). Esta alternativa presenta restricción para una operación a gran escala por el volumen de lixiviado a tratar.
- El uso de residuos agroindustriales como cenizas volantes de carbón y cáscara de arroz como catalizadores en procesos avanzados de oxidación y en técnicas de adsorción, ha demostrado ser efectivo en la reducción de DQO (Poblete et al., 2024), metales pesados y microorganismos (Serrano et al., 2023).
- Se destaca la combinación de tratamientos fisicoquímicos (como electrocoagulación y coagulación-floculación) con tratamientos biológicos (reactores biológicos y compostaje) para mejorar la eficiencia de la depuración (Poblete et al., 2024).
- El empleo de carbón activado impregnado con azufre mostró un aumento de la capacidad de adsorción de mercurio (Ocampo Barrero et al., 2017).

## **Relleno Sanitario de Doña Juana**

En Colombia, el relleno sanitario más grande corresponde al de Doña Juana en la ciudad de Bogotá D.C, el cual presentó una descarga de lixiviado de 24,90 L/s en promedio durante el año 2022 (UAESP, 2023). Este relleno es significativamente más grande que el segundo en tamaño que se encuentra en la ciudad de Medellín (Relleno sanitario La Pradera) que presentó en la misma vigencia una descarga de lixiviado de 10,71 L/s (EPM, 2023). Por lo anterior, conocer los estudios que se hayan desarrollado en el relleno de Doña Juana es fundamental para identificar avances y posibles focos de innovación e investigación.

El sistema de tratamiento de lixiviados del proyecto sanitario de Doña Juana enfrenta dificultades para manejar el caudal creciente de lixiviados, la composición variable del afluente y la disposición final de los lodos, lo cual se ve reflejado en el incumplimiento de la normatividad ambiental. Esto representa un desafío importante para la Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos (UAESP), cuya misión es garantizar la prestación eficiente de los servicios públicos de aseo en la ciudad.

Los estudios adelantados relacionan aspectos claves tal como se informa a continuación:

### **Tratamiento biológico y lodos**

- Se empleó un sistema piloto, con 10 recambios de lodo (uno por semana) en 70 días. En el proceso de nitrificación en un reactor biológico discontinuo secuencial, se logró una disminución del 40 % del Nitrógeno Total en la mezcla de lodo final, y para el clarificado final, una reducción de DBO en 99,6% y DQO en 98% (Chávez Porras et al., 2018).
- En el Sistema de Lodos Activos con aireación prolongada, se encontraron reducciones del 98% de carbono orgánico y materia orgánica, reflejando una alta oxidación propiciada por la aireación extendida dentro del reactor biológico (Chávez Porras, Pinzón Uribe, et al., 2017), así como una eliminación superior al 82% en el caso de metales pesados asociados con Plomo, Cadmio, Cromo y Cobre (Chávez Porras et al., 2017)

- En cuanto a procesos de fitorremediación para la gestión de lodos generados por el tratamiento de lixiviado, se emplearon especies vegetales de rábano (*Raphanus sativus*), acelga (*Beta vulgaris*) y rúcula (*Eruca sativa*), buscando reducciones de metales pesados. Se encontró que el uso de rábano y acelga es una opción viable para tratar los lodos con el fin de reducir la contaminación por metales pesados de manera eficiente (Chávez Porras et al., 2017).

### **Producción y tratamiento de lixiviados**

- El modelo CORENOSTÓS demostró ser útil para entender comportamientos generales y tendencias a largo plazo en la generación de lixiviado. Se encontró que la producción de lixiviados sigue una tendencia normal, registrando caudales mayores durante los periodos de disposición de residuos y disminución del caudal asociada con la finalización o clausura de la zona de disposición. Adicionalmente, se determinó que la influencia del régimen de precipitación sobre el incremento del caudal de lixiviados puede ser hasta de un 10% (Zafra Mejía y Gutiérrez Gil, 2015).
- En relación con análisis del sistema de tratamiento de lixiviados, mediante modelos ARIMA se encontró que las fluctuaciones de las concentraciones de contaminantes como metales pesados y DBO<sub>5</sub> en el lixiviado, tanto tratado como no tratado, no siguen patrones estacionales predecibles. Esta diferencia posiblemente esté asociada con el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de lixiviados en el sistema de conducción y pretratamiento. El análisis ARIMA sugiere un TRH de hasta un mes para metales pesados identificados como indicadores de no tratamiento en lixiviados (Cu, Pb y Zn). Los hallazgos sugieren que el Cadmio es el metal pesado con las mayores variaciones de concentración en lixiviados no tratados durante el periodo de estudio. Diferencias en el término medio de los modelos desarrollados sugieren que Cadmio (Cd) y Cobre (Cu) son los metales pesados más difíciles de homogeneizar en el pretratamiento mediante Estanques. Los resultados muestran que durante la operación de la planta de tratamiento es más difícil controlar las fluctuaciones en la concentración de DQO

y DBO<sub>5</sub> en comparación con fluctuaciones en la concentración de metales pesados (Zafra Mejía et al., 2021).

### **Impacto ambiental de los lixiviados**

- Los lixiviados producidos en el relleno sanitario Doña Juana generan contaminación en el agua superficial y subterránea y en el suelo por la dispersión de bacterias fermentativas, metanogénicas, acetoclásticas y acetogénicas y en el aire por la emisión de gases como el metano y dióxido de carbono, lo cual tiene un impacto negativo en el medioambiente (mortalidad de flora y fauna) y en la comunidad. La falta de cultura y conciencia ambiental de la población ha contribuido a agudizar esta problemática (Quintero Gualteros y Melo Suárez, 2019).
- Se estimó que la huella hídrica gris en el año 2016 que aporta la descarga de lixiviados en el tramo 2 del Río Tunjuelo, fue de 826.694,71 m<sup>3</sup>/mes que corresponde a la cantidad de agua dulce, necesaria para asimilar la carga contaminante. Teniendo en cuenta que el caudal promedio registrado en el 2016, del tramo 2 del río Tunjuelo fue de 3.705.480 m<sup>3</sup>/mes, y que la huella hídrica gris registró un valor menor al del caudal del cuerpo receptor (Tramo 2 del río Tunjuelo), el río estuvo en capacidad de asimilar la carga contaminante reportada (Herrera Aguilar et al., 2020).

## **9. CONCLUSIONES**

A nivel mundial, la gestión de residuos sólidos urbanos es un desafío creciente debido al aumento en la generación de residuos y la falta de sistemas eficientes para su manejo integral. En América Latina, la falta de políticas públicas efectivas y concienciación ambiental agrava la problemática de la gestión de residuos sólidos urbanos, generando impactos negativos en el entorno natural y la calidad de vida de las comunidades.

La generación de residuos sólidos urbanos está estrechamente relacionada con el nivel de desarrollo económico de un país. En general, los países más desarrollados tienden a producir una mayor cantidad de residuos sólidos debido a un mayor consumo de bienes y servicios, así como a la presencia de una cultura de consumo más arraigada. Esta tendencia se debe a la mayor capacidad adquisitiva de la población, que conlleva a un aumento en el uso de productos envasados y desechables, generando así una mayor cantidad de residuos.

Es interesante observar que en los países donde se genera una mayor cantidad de desechos sólidos, también se destaca una mayor valorización de los residuos. Países como Alemania, Suiza, Países Bajos y Suecia son ejemplos de naciones donde se ha implementado con éxito sistemas de gestión de residuos que priorizan la reducción, reutilización y reciclaje de los desechos, promoviendo la economía circular y la minimización de impactos ambientales. Estas estrategias han permitido que estos países lideren en tasas de reciclaje y valorización de residuos a nivel mundial, demostrando que es posible gestionar de manera eficiente los desechos sólidos incluso en contextos de alta generación.

En Colombia, se observa una tendencia hacia una mayor disposición de residuos en rellenos sanitarios, lo que destaca la necesidad de implementar estrategias de aprovechamiento y tratamiento adecuado de los residuos. La disposición de los residuos sólidos en los vertederos ocasiona la generación de lixiviados, los cuales son un problema común que requiere un tratamiento adecuado para evitar impactos negativos en la salud humana, los ecosistemas acuáticos y el suelo.

El tratamiento inadecuado de lixiviados puede resultar en la contaminación de fuentes hídricas, la emisión de gases nocivos y la afectación de la biodiversidad, lo que subraya la importancia de implementar medidas preventivas a través de la correcta gestión de los líquidos contaminantes. Los tratamientos de lixiviados como la filtración, la oxidación avanzada y la evaporación son opciones efectivas para reducir la carga contaminante y minimizar los impactos ambientales.

Los tratamientos biológicos, como la digestión anaerobia y los reactores de lodos activados, demuestran ser eficaces en la reducción de la carga contaminante de los

lixiviados, promoviendo la degradación de compuestos orgánicos y la eliminación de contaminantes biodegradables, lo que contribuye significativamente a la mejora de la calidad del agua tratada y a la protección del medio ambiente. Por otro lado, los tratamientos fisicoquímicos, como la coagulación-floculación y la ósmosis inversa, son fundamentales para la eliminación de contaminantes no biodegradables y la reducción de la carga orgánica en los lixiviados, lo que permite obtener un efluente tratado de alta calidad y minimizar los impactos negativos en los ecosistemas acuáticos receptores, destacando su importancia en la protección de la salud pública y la preservación de los recursos naturales.

La recirculación de lixiviados en rellenos sanitarios ofrece beneficios como acelerar la descomposición de la materia orgánica y optimizar la producción de biogás. Sin embargo, puede afectar la estabilidad de la celda de disposición al aumentar la humedad, lo que podría provocar deslizamientos y movimientos en masa. Además, la concentración de contaminantes en el lixiviado recirculado puede dañar la calidad del suelo y las aguas subterráneas por lo cual es prioritario monitorear la estabilidad de la celda y aplicar medidas de mitigación para garantizar una gestión segura de los residuos y proteger el entorno a largo plazo.

De acuerdo con las revisión bibliográfica, la combinación de tratamientos como la biodigestión anaerobia para la producción de biogás y procesos de oxidación avanzados, como la ozonización, se destaca por su alta efectividad en la reducción de la carga contaminante orgánica e inorgánica del lixiviado en rellenos sanitarios, a pesar de posibles restricciones por el volumen que se deba tratar. Esta sinergia entre tecnologías no solo mejora la calidad del lixiviado tratado, sino que también genera productos con valor añadido, como el biogás para energía renovable y el lodo con potencial como enmienda orgánica. Así mismo, la combinación de tratamientos fisicoquímicos (aplicación de insumos más membranas) y biológicos (reactores anaerobios como los UAESB o aerobios como lodos activos) ha demostrado ser altamente eficaz, logrando eliminaciones de hasta el 99% de contaminantes en lixiviados estabilizados. Estas combinaciones de tratamientos ofrecen una gestión efectiva para abordar la complejidad de los efluentes de vertedero con altos niveles de contaminación y volumen.

La falta de tratamiento de lixiviados puede tener consecuencias económicas negativas a largo plazo, incluyendo los costes asociados con la recuperación de áreas contaminadas y la pérdida de recursos naturales. La implementación de sistemas de tratamiento adecuados para los lixiviados no solo beneficia al medio ambiente al reducir la contaminación, sino que también puede generar oportunidades económicas a través de la recuperación de recursos.

La separación en la fuente de residuos sólidos urbanos y el tratamiento adecuado de los lixiviados son prácticas clave para mejorar la gestión integral de residuos y promover la sostenibilidad ambiental. Es fundamental que los gobiernos, las empresas y la sociedad en su conjunto trabajen para implementar medidas efectivas de gestión de residuos sólidos y tratamiento de lixiviados, con el objetivo de proteger el medio ambiente y garantizar un desarrollo sostenible a nivel mundial, regional y local.

La gestión adecuada de los lodos generados por el tratamiento de lixiviados es esencial para garantizar la sostenibilidad ambiental de los procesos de tratamiento. El tratamiento más eficiente para los lodos suele involucrar procesos de deshidratación, donde la separación por gravedad y la filtración- evaporación destacan como alternativas efectivas para reducir la humedad y concentrar los sólidos, facilitando su disposición final de manera segura y controlada. Además, las alternativas de valorización de los lodos, como la utilización como suelo estabilizado en rellenos sanitarios o en obras de infraestructura, y la producción de biogás a partir de la biodigestión anaerobia, representan oportunidades para aprovechar los recursos contenidos en los lodos y reducir su impacto ambiental. Estas prácticas no solo contribuyen a la gestión sostenible de los residuos, sino que también pueden generar beneficios económicos y ambientales al promover la reutilización de materiales y la generación de energía renovable.

En Colombia, el tratamiento de lixiviados se enfrenta a desafíos similares a los de otras regiones del mundo, como la necesidad de implementar tecnologías avanzadas y sostenibles para reducir la carga contaminante y minimizar los impactos ambientales. Para mejorar el tratamiento de lixiviados en Colombia, es crucial fortalecer la regulación ambiental, promover la inversión en infraestructuras adecuadas y fomentar la investigación y la innovación en tecnologías de tratamiento. Comparado con otras regiones del mundo, Colombia tiene la oportunidad de aprender de las mejores prácticas

internacionales en gestión de lixiviados, como la integración de procesos biológicos y fisicoquímicos, la valorización de recursos a través de la producción de energía renovable y la implementación de sistemas de monitoreo y control avanzados. Al adoptar enfoques más sostenibles, Colombia puede mejorar significativamente su tratamiento de lixiviados, contribuyendo a la protección del medio ambiente y al desarrollo de una gestión de residuos más eficiente.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aghamohammdi, N., Aziz, H., Isa, M., y Zinatizadeh, A. (2007). Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology. *Bioresource Technology*, 98(18), 3570–3578. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.037>
- Agrafioti, E., Bouras, G., Kalderis, D., y Diamadopoulos, E. (2013). Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 101, 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.02.010>
- Aktaş, Ö., y Çeçen, F. (2001). Addition of activated carbon to batch activated sludge reactors in the treatment of landfill leachate and domestic wastewater. *Journal of Chemical Technology y Biotechnology*, 76(8), 793–802. <https://doi.org/10.1002/jctb.450>
- Álvarez, G., Correa, L., y Fernández, Y. (2021). Rellenos sanitarios en Colombia, ¿una solución o un problema? Disponible en <http://hdl.handle.net/10946/5359> (Fecha de acceso 29 de marzo de 2024)
- Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., y Judd, S. J. (2004). Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *Journal of Chemical Technology y Biotechnology*, 79(10), 1043–1049. <https://doi.org/10.1002/jctb.1072>

- Amaral-Silva, N., Martins, R. C., Castro-Silva, S., y Quinta-Ferreira, R. M. (2016). Ozonation and perozonation on the biodegradability improvement of a landfill leachate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 527–533. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.002>
- Amokrane, A., Comel, C., y Veron, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, 31(11), 2775–2782. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00147-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00147-4)
- Anthesis Lavola, FINDETER, DND, Minvivienda, y Minambiente. (2022). ESTRUCTURACIÓN Y FORMULACIÓN DE LA NAMA DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES. Disponible En: [https://www.Minvivienda.Gov.Co/Sites/Default/Files/Documentos/Resumen-Ejecutivo-Nama-Rsm-Colombia\\_final.Pdf](https://www.Minvivienda.Gov.Co/Sites/Default/Files/Documentos/Resumen-Ejecutivo-Nama-Rsm-Colombia_final.Pdf) (Fecha de Acceso: 10 de Mayo de 2024).
- Arahal, D. R., Sánchez, E., Macián, M. C., y Garay, E. (2008). Value of recN sequences for species identification and as a phylogenetic marker within the family “Leuconostocaceae.” *Int Microbiol.*, 11, 33–39. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18683630/> (Fecha de acceso 01 de junio de 2024)
- Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4), 625–639. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>
- Aziz, H. A., Adlan, M. N., Zahari, M. S. M., y Alias, S. (2004). Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH<sub>3</sub>) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone. *Waste Management y Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 22(5), 371–375. <https://doi.org/10.1177/0734242X04047661>
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., y Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. In *Ecological Engineering* (Vol. 146). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105725>

- Baldiris Navarro, I., Sanchez, J., Virviescas, M. T., Realpe Jimenez, A., y Fajardo Cuadro, J. (2023). Application of *Nannochloris* sp. for Landfill Leachate Biotreatment and Lipids Production. *Indonesian Journal of Chemistry*, 23(5), 1456. <https://doi.org/10.22146/ijc.82483>
- Banco Mundial. (2024). What a Waste Global Database | Data Catalog. Disponible en <https://datacatalog.worldbank.org/search/dataset/0039597> (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024)
- Bareither, C. A., Barlaz, M. A., Doran, M., y Benson, C. H. (2017). Retrospective Analysis of Wisconsin's Landfill Organic Stability Rule. *Journal of Environmental Engineering*, 143(5). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001192](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001192)
- Beaven, R., Knox, K., y Powrie, W. (2009). A Technical Assesment of Leachate Recirculation. Bristol, UK. Report SC030144/R6; Environment Agency. Disponible En: <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a7c4565e5274a1b00422a35/ScHo1109brjc-e-e.Pdf>. (Fecha de Acceso 12 de mayo de 2024).
- Benson, C. H., Barlaz, M. A., Lane, D. T., y Rawe, J. M. (2007). Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management*, 27(1), 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.005>
- Blaney, L., Cinar, S., y Sengupta, A. (2007). Hybrid anion exchanger for trace phosphate removal from water and wastewater. *Water Research*, 41(7), 1603–1613. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.008>
- Bulc, T. G. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26(4), 365–374. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.01.003>
- Cassano, D., Zapata, A., Brunetti, G., Del Moro, G., Di Iaconi, C., Oller, I., Malato, S., y Mascolo, G. (2011). Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: Minimization of operating costs and effluent toxicity. *Chemical Engineering Journal*, 172(1), 250–257. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.098>

- Castillo Araya, A. (2008). VALORIZACIÓN DE BIOSÓLIDOS EN SUELOS DEGRADADOS. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, 1(4). Disponible en <https://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/14449> (Fecha de acceso 13 de mayo de 2024)
- Castillo, E., Vergara, M., y Moreno, Y. (2007). Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. *Waste Management*, 27(5), 720–726. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.08.003>
- Cebraín, J. A. (2002). Volumen y Distribución de la Población Mundial: El impacto de las migraciones. Instituto de Economía y Geografía, CSIS. Madrid. Disponible en <http://hdl.handle.net/10261/52163> (Fecha de acceso 17 de marzo de 2024)
- CECT (2024). Secuenciación del gen 16S rRNA. Disponible en: <https://www.uv.es/uvweb/coleccion-espanola-cultivos-tipo/es/servicios/identificacion-caracterizacion/identificacion-procariotas/secuenciacion-del-gen-16s-rrna-1285978908165.html> (Fecha de acceso 01 de junio de 2024)
- Celso Monteiro Zanona, V. R., Rodrigues Barquilha, C. E., y Borba Braga, M. C. (2023). Removal of recalcitrant organic matter of landfill leachate by adsorption onto biochar from sewage sludge: A quali-quantitative analysis. *Journal of Environmental Management*, 344, 118387. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118387>
- Chávez Porras, Á., Casallas O, N., y Ramírez C, T. (2017). GESTIÓN OPERATIVA EN EL TRATAMIENTOS DE LODOS DE LIXIVIADOS GENERADOS EN EL RSDJ, BOGOTÁ D.C., COLOMBIA. Disponible en: <https://revistas.fio.unam.edu.ar/index.php/semillero/article/view/124/114> (Fecha de acceso 25 de mayo de 2024)
- Chávez Porras, Á., Pinzón Uribe, L. F., y Velasquez Castiblanco, Y. L. (2017). Análisis comparativo de ensayos de fitoremediación en lodos de lixiviado aplicando Análisis

Envolvente de Datos. INGE CUC, 13(2), 79–83.  
<https://doi.org/10.17981/ingecuc.13.2.2017.07>

Chávez Porras, Á., Ramírez Contreras, T., y Casallas Ortega, N. (2018). Nitrificación en el tratamiento de lodos de lixiviados en un reactor biológico discontinuo secuencial - SBBR. *Producción + Limpia*, 13(1), 75–82. <https://doi.org/10.22507/pml.v13n1a8>

Chen, M., y Goodman, D. S. G. (2011). El modelo chino: un país, seis autores. *México y La Cuenca Del Pacífico*, 40, 13–42. <https://doi.org/10.32870/mycp.v14i40.359>

Chen, M., Zhang, H., Liu, W., y Zhang, W. (2014). The global pattern of urbanization and economic growth: Evidence from the last three decades. *PLoS ONE*, 9(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103799>

Chian, E. S. K., y DeWalle, F. B. (1976). Sanitary Landfill Leachates and Their Treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 102(2), 411–431. <https://doi.org/10.1061/JEEGAV.0000476>

Chys, M., Oloibiri, V. A., Audenaert, W. T. M., Demeestere, K., y Van Hulle, S. W. H. (2015). Ozonation of biologically treated landfill leachate: efficiency and insights in organic conversions. *Chemical Engineering Journal*, 277, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.04.099>

Clavijo-Ayala, L., y Pillajo, W. (2019). Poder calorífico de la fracción orgánica biodegradable de los residuos sólidos urbanos generados en el sector sur de la ciudad de Quito. *Gestión y Ambiente*, 22(1), 19–29. <https://doi.org/10.15446/ga.v22n1.75473>

Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), y Departamento Nacional de Planeación. (2021). ENCUESTA A MUNICIPIOS SOBRE GESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DOMICILIARIOS 2019 COLOMBIA.

Condorchem Enviro Solutions. (2024). Deshidratación de residuos generados en el tratamiento de aguas. Disponible en: <https://condorchem.com/es/blog/deshidratacion-de-residuos-generados-en-el-tratamiento-de-aguas/> (Fecha de acceso 31 de mayo de 2024)

- Conil, P. (1989). Biodigestores para lodos de palma: La experiencia colombiana. Fedepalma, 10(2). Disponible en <https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/palmas/article/view/220/220> (Fecha de acceso 10 de mayo de 2024)
- Consonni, S., Giugliano, M., y Grosso, M. (2005). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part A: Mass and energy balances. *Waste Management*, 25(2 SPEC. ISS.), 123–135. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.09.007>
- Cossu, R. (2005). The sustainable landfilling concept. In tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy. Disponible en [https://www.researchgate.net/profile/Raffaello-Cossu/publication/266178301\\_THE\\_SUSTAINABLE\\_LANDFILLING\\_CONCEPT/links/55cd71e908ae1141f6b9f000/THE-SUSTAINABLE-LANDFILLING-CONCEPT.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Raffaello-Cossu/publication/266178301_THE_SUSTAINABLE_LANDFILLING_CONCEPT/links/55cd71e908ae1141f6b9f000/THE-SUSTAINABLE-LANDFILLING-CONCEPT.pdf) (Fecha de acceso: 12 de mayo de 2024)
- Cristancho Montenegro, D. L., Torres Mejía, A. S., y Lobatón Orduz, J. F. (2020). Análisis comparativo del impacto al recurso hídrico generado en los principales rellenos sanitarios en Colombia. *Revista Mutis*, 10(1), 25–45. <https://doi.org/10.21789/22561498.1601>
- Cruz Sotelo, S. E., y Ojeda Benítez, S. (2013). Gestión sostenible de los residuos sólidos urbanos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(3), 7–8. Universidad Autónoma de México
- DANE. (2022). Boletín Técnico - Cuenta ambiental y económica de flujos de materiales - residuos sólidos (CAEFM-RS). Disponible en [https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/pib/ambientales/cuentas\\_ambientales/cuentas-residuos/Bt-Cuenta-residuos-2020p.pdf](https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/pib/ambientales/cuentas_ambientales/cuentas-residuos/Bt-Cuenta-residuos-2020p.pdf) (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024)
- Dávila Díaz, S. G. (2019). Influencia de los factores económicos y culturales de los habitantes en la generación de residuos sólidos, con la finalidad de minimizarlos en

la ciudad de Nueva Cajamarca, Distrito de Nueva Cajamarca 2018. Universidad Nacional de San Martín - Tarapoto.

De Souza Ferreira Soares. (2011). ESTUDO DA CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA E PODER CALORÍFICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. Disponible en [http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe\\_m/ErikaLeiteDeSouzaFerreiraSoares.pdf](http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe_m/ErikaLeiteDeSouzaFerreiraSoares.pdf) (Fecha de acceso 31 de marzo de 2024)

DNP (2022). Guía nacional para la adecuada separación de residuos sólidos, Colombia 2022. Disponible en [https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Vivienda%20Agua%20y%20Desarrollo%20Urbano/Guia\\_Residuos%20Solidos\\_Digital.pdf](https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Vivienda%20Agua%20y%20Desarrollo%20Urbano/Guia_Residuos%20Solidos_Digital.pdf) (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024)

Dong, Y., Wang, Z., Zhu, C., Wang, Q., Tang, J., y Wu, Z. (2014). A forward osmosis membrane system for the post-treatment of MBR-treated landfill leachate. *Journal of Membrane Science*, 471, 192–200. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.08.023>

Dueñas, C., y Fecha, M. (2014). ESTUDIO COMPARATIVO DE TECNOLOGÍAS COMERCIALES DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. Disponible en <https://addi.ehu.es/handle/10810/14888> (Fecha de acceso 31 de marzo de 2024)

EPA (2007). Bioreactor Performance. Report EPA530-R-07-007. 2007. Disponible En: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-03/documents/bio-perf.pdf> (Fecha de Acceso 12 de Mayo de 2024).

EPM (2023). INFORME DE SOSTENIBILIDAD 2022. Disponible en [https://sostenibilidadgrupoepm.com.co/wp-content/uploads/2023/06/INFORME-SOSTENIBILIDAD-unif-compl\\_V2\\_baja.pdf](https://sostenibilidadgrupoepm.com.co/wp-content/uploads/2023/06/INFORME-SOSTENIBILIDAD-unif-compl_V2_baja.pdf) (Fecha de acceso 24 de mayo de 2024)

- ESTRUAGUA (2019). Flotadores Rectangulares DAF. Disponible en <https://estruagua.com/productos/flotadores-rectangulares-daf-hidroflot/> (Fecha de acceso 27 de abril de 2024)
- Fatta, D., Papadopoulos, A., y Loizidou, M. (1999). A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*, 21(2), 175–190. <https://doi.org/10.1023/A:1006613530137>
- Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., y Lopes, A. (2015). Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, 176–177, 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052>
- Flores López, J. L. (2009). ESTUDIO DE CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS - “Implementación del sistema de manejo integral de residuos sólidos urbanos en el distrito de Las Lomas.” Disponible en [https://biblioteca.utec.edu.sv/siab/virtual/elibros\\_internet/55777.pdf](https://biblioteca.utec.edu.sv/siab/virtual/elibros_internet/55777.pdf) (Fecha de acceso 31 de marzo de 2024)
- Foo, K. Y., Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1–3), 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>
- Ghafari, S., Aziz, H. A., Isa, M. H., y Zinatizadeh, A. A. (2009). Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation–flocculation treatment of leachate using poly-aluminum chloride (PAC) and alum. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2–3), 650–656. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.090>
- Ghasemi, M., Khataee, A., Gholami, P., Soltani, R. D. C., Hassani, A., y Orooji, Y. (2020). In-situ electro-generation and activation of hydrogen peroxide using a CuFeNLDH-CNTs modified graphite cathode for degradation of cefazolin. *Journal of Environmental Management*, 267, 110629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110629>

- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería*, 14, 44–55. <https://doi.org/10.16924/riua.v0i14.538>
- Gotvajn, A. Ž., Tišler, T., y Zagorc-Končan, J. (2009). Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2–3), 1446–1456. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.037>
- Granados Vergara, C. M. (2003). Exploración Preliminar y puesta en marcha de Celdas calorimétricas de conducción de calor para la determinación del poder calorífico de los residuos sólidos del municipio de Tabio - Cundinamarca. Disponible en <https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/f8db74a4-6b78-495a-80b0-3acd2ae955e5/content> (Fecha de acceso 31 de marzo de 2024)
- Gu, Z., Chen, W., Wang, F., y Li, Q. (2020). A pilot-scale comparative study of bioreactor landfills for leachate decontamination and municipal solid waste stabilization. *Waste Management*, 103, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.023>
- Guttmann, E. (2005). Midden cultivation in prehistoric Britain: arable crops in gardens. *World Archaeology*, 37(2), 224–239. <https://doi.org/10.1080/00438240500094937>
- He, P.-J., Qu, X., Shao, L.-M., Li, G.-J., y Lee, D.-J. (2007). Leachate pretreatment for enhancing organic matter conversion in landfill bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1–2), 288–296. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.017>
- He, R., Tian, B.-H., Zhang, Q.-Q., y Zhang, H.-T. (2015). Effect of Fenton oxidation on biodegradability, biotoxicity and dissolved organic matter distribution of concentrated landfill leachate derived from a membrane process. *Waste Management*, 38, 232–239. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.006>
- He, Y., Zhang, H., Li, J., Zhang, Y., Lai, B., y Pan, Z. (2018). Treatment of Landfill Leachate Reverse Osmosis Concentrate from by Catalytic Ozonation with  $\gamma$ -Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. *Environmental Engineering Science*, 35(5), 501–511. <https://doi.org/10.1089/ees.2017.0188>

- Healy, J. F. (1978). *Mining and Metallurgy in the Greek and Roman World* (Thames and Hudson, Ed.).
- Herrera Aguilar, A., Prieto Ramírez, R., y García M, Y. (2020). Análisis de sostenibilidad ambiental del relleno sanitario Doña Juana (Bogotá - Colombia), a través de la metodología IICA para la estimación de huella hídrica. *Acta Nova*, 9(9), 553–568. Disponible en [http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1683-07892020000100006](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1683-07892020000100006) (Fecha de acceso 23 de mayo de 2024)
- IDAE (2011). Situación y potencial de valorización energética directa de residuos - Estudio Técnico PER 2011-2020. Disponible en [https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos\\_Estudio\\_tecnico\\_PER-15\\_Situacion\\_y\\_potencial\\_valorizacion\\_energetica\\_directa\\_de\\_residuos\\_2af18c13.pdf](https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_Estudio_tecnico_PER-15_Situacion_y_potencial_valorizacion_energetica_directa_de_residuos_2af18c13.pdf) (Fecha de acceso 31 de marzo de 2024)
- Jensen, D. Læ., Ledin, A., y Christensen, T. H. (1999). Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Water Research*, 33(11), 2642–2650. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00486-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00486-2)
- Jia, H., Linsheng, Z., y Yuezhong, L. (2009). Application of UASB-MBR System for Landfill Leachate Treatment. 2009 International Conference on Energy and Environment Technology, 203–206. <https://doi.org/10.1109/ICEET.2009.514>
- Jiménez Cerón, Y. F., Delgado Calvache, L. I., Fernández Tulande, C., Pino Alegría, H. M., Casas Zapata, J. C., Madera Parra, C. A., Lara Borrero, J. A., Morató Farreras, J., y Rengifo Canizales, E. (2018). Tratamiento de lixiviados utilizando humedales construidos y determinación de conductividades hidráulicas en clima tropical. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*, 21(2). <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.979>
- Jiménez Viña, J. A. (2019). Historia Ambiental e historia rural. Memorias XIX. Congreso Colombiano de Historia - Universidad de Los Andes. Disponible en <https://asocolhistoria.org/wp-content/uploads/2021/02/42.-MCH2019-S9-HAR.pdf> (Fecha de acceso 13 de mayo de 2024)

- Kalderis, D., Koutoulakis, D., Paraskeva, P., Diamadopoulos, E., Otal, E., Valle, J. O. del, y Fernández-Pereira, C. (2008). Adsorción de sustancias contaminantes sobre carbones activados preparados a partir de cascarilla de arroz y bagazo de caña de azúcar. *Chemical Engineering Journal*, 144(1), 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.01.007>
- Kallel, A., Ellouze, M., y Trabelsi, I. (2017). Co-management of landfill leachate concentrate with brick waste by solidification/stabilization treatment. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(4), 81. <https://doi.org/10.1007/s12517-017-2871-x>
- Kargi, F. (2003). Powdered activated carbon added biological treatment of pre-treated landfill leachate in a fed-batch reactor. *Biotechnology Letters*, 25(9), 695–699. <https://doi.org/10.1023/A:1023456116291>
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., y Van Woerden, F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Ke, Z., Shao-Qi, Z., Sha, S., y Mei-Mei, Y. (2011). Degradation kinetics of ozone oxidation on landfill leachate rejected by RO treatment. *Environmental Science*, 32(10), 2966–2970.
- Keyikoglu, R., Karatas, O., Rezanian, H., Kobya, M., Vatanpour, V., y Khataee, A. (2021). A review on treatment of membrane concentrates generated from landfill leachate treatment processes. *Separation and Purification Technology*, 259, 118182. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118182>
- Khataee, A., Safarpour, M., Vahid, B., y Akbarpour, A. (2014). Degrading a mixture of three textile dyes using photo-assisted electrochemical process with BDD anode and O<sub>2</sub>-diffusion cathode. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(14), 8543–8554. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2776-0>
- Kumar, S., Chiemchaisri, C., y Mudhoo, A. (2011). Bioreactor landfill technology in municipal solid waste treatment: An overview. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(1), 77–97. <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.492206>

- Kurniawan, T. A., Lo, W. (2009). Removal of refractory compounds from stabilized landfill leachate using an integrated H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation and granular activated carbon (GAC) adsorption treatment. *Water Research*, 43(16), 4079–4091. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.060>
- Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y.S. (2006). Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 443–455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.020>
- Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y.S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Laiju, A. R., Gandhimathi, R., y Nidheesh, P. V. (2023). Removal of pharmaceutical and personal care products in landfill leachate treatment process. *Current Opinion in Environmental Science y Health*, 31, 100434. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100434>
- Lam, T., Yang, X., Ergas, S. J., y Arias, M. E. (2023). Feasibility of landfill leachate reuse through adsorbent-enhanced constructed wetlands and ultrafiltration-reverse osmosis. *Desalination*, 545, 116163. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.116163>
- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. *Boletín Oficial del Estado*, 09 de abril de 2022, (137). (n.d.). Disponible en <https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7/con> (Fecha de acceso 07 de abril de 2024)
- Li, G., Wang, W., y Du, Q. (2010). Applicability of nanofiltration for the advanced treatment of landfill leachate. *Journal of Applied Polymer Science*, 116(4), 2343–2347. <https://doi.org/10.1002/app.31769>
- Li, W., Zhang, L., Peng, J., Li, N., y Zhu, X. (2008). Preparation of high surface area activated carbons from tobacco stems with K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> activation using microwave radiation. *Industrial Crops and Products*, 27(3), 341–347. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2007.11.011>

- Lim, Y. N., Shaaban, M. G., y Yin, C. Y. (2009). Tratamiento de lixiviados de vertederos mediante columna de carbón activado con cáscara de palma: modelado de dispersión axial y perfil de tratamiento. *Chemical Engineering Journal*, 146(1), 86–89. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.05.020>
- Lizárraga-Mendiola, L., López-León, L. D., y Vázquez-Rodríguez, G. A. (2022). Municipal Solid Waste as a Substitute for Virgin Materials in the Construction Industry: A Review. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 14, Issue 24). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su142416343>
- Lopez-Yamunaqué, A., y Iannacone, J. A. (2023). LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN AMÉRICA LATINA. *Paideia XXI*, 11(2), 453–474. Disponible en <https://revistas.urp.edu.pe/index.php/Paideia/article/view/4087/5052> (Fecha de acceso 17 de marzo de 2024)
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., y Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment*, 703, 135468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- Madera, C., Valencia Zuluaga, V. (2009). Landfill leachate treatment: one of the bigger and underestimated problems of the urban water management in developing countries. 9th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists WWW-YES-Brazil-2009: Urban waters: resource or risks?, Belo Horizonte, MG, Brazil. hal-00593299.
- Madera P., C. A. (2016). Tratamiento de lixiviados de relleno sanitario por medio de humedales construidos sembrados con policultivos de plantas nativas. *Ingeniería y Competitividad*, 18(2), 183. <https://doi.org/10.25100/iyc.v18i2.2166>
- Mahmud, K., Hossain, Md. D., y Shams, S. (2012). Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. *Waste Management*, 32(11), 2096–2105. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.026>

- Maldonado Maldonado, J. I., Márquez Romance, A. M., Guevara Pérez, E., Pérez, S., y Rey Lago, D. (2018). Model development for the design of an anaerobic upflow filter separated in two and three phases. *DYNA*, 85(207), 44–53. <https://doi.org/10.15446/dyna.v85n207.69783>
- Marañón, E., Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Fernández-Méndez, A., y Fernández-Sánchez, A. (2008). Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1–3), 538–544. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.084>
- Marín-Marín, M. L., Rubio-Clemente, A., y Peñuela, G. (2023). Advanced Oxidation Processes Used in The Treatment of Perfluoroalkylated Substances in Water. *Revista UIS Ingenierías*, 22(3). <https://doi.org/10.18273/revuin.v22n3-2023010>
- Martinen, S. K., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Soimasuo, R. M., y Rintala, J. A. (2002). Detección de métodos físico-químicos para la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y toxicidad de lixiviados de vertederos de baja resistencia. *Chemosphere*, 46(6), 851–858. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3)
- Mateo, F., González, F., Linares, J. I., Maillo, A., Moreno, G., De Ávila, V., Cabrera, M., y Relaño, M. Á. (2012). *BIOMASA y sus tecnologías energéticas aplicadas / Seminario Permanente en Tecnologías Energéticas*. Disponible en <https://files.griddo.comillas.edu/libro-biomasa-seminario.pdf>. (Fecha de acceso 29 de marzo de 2024). Universidad Pontificia Comillas de Madrid: Instituto de Ingeniería de España.
- MINAMBIENTE (2022). Hoy no se habla de basura, sino de residuos que son insumos para productos: Minambiente. Disponible en <https://www.minambiente.gov.co/hoy-no-se-habla-de-basura-sino-de-residuos-que-son-insumos-para-productos-minambiente/#> (Fecha de acceso 29 de marzo de 2024)
- Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, M. (2014). Decreto 1287 de 2014. Disponible En: <https://Www.Suin->

Juricol.Gov.Co/ViewDocument.Asp?Id=1259502. (Fecha de Acceso: 05 de Mayo de 2024).

Mojiri, A., Zhou, J. L., Ratnaweera, H., Ohashi, A., Ozaki, N., Kindaichi, T., y Asakura, H. (2021). Treatment of landfill leachate with different techniques: an overview. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 11(1), 66–96. <https://doi.org/10.2166/wrd.2020.079>

Montoya, A., Valencia Hurtado, S. H., Sánchez Mesa, A. M., y Vélez González, J. M. (2018). Valoración de los residuos sólidos de la Comuna Dos de Bello (Antioquia), como sistema alternativo de aprovechamiento. *Cuaderno Activa*, 10 (1), 67–86.

Moradi, M., Vasseghian, Y., Khataee, A., Kobya, M., Arabzade, H., y Dragoi, E.-N. (2020). Service life and stability of electrodes applied in electrochemical advanced oxidation processes: A comprehensive review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 87, 18–39. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2020.03.038>

Morawe, B., Ramteke, Dilip. S., y Vogelpohl, A. (1995). Estudios de rendimiento de columnas de carbón activado de lixiviados de vertederos tratados biológicamente. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 34(3), 299–303. [https://doi.org/10.1016/0255-2701\(94\)04017-6](https://doi.org/10.1016/0255-2701(94)04017-6)

Mulamoottil, George., McBean, E., y Rovers, F. (1999). *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates (Vols. 1-56670-342–5)*. CRC Press.

Muñoz, F. A., y Zapata, C. E. (2013). A method of environmental management for landfill evaluation. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 105–120.

Nájera Aguilar, H. A., Gómez Ramos, J. M., García Lara, C., y Rojas Valencia, Ma. N. (2010). Manejo de biogás y lixiviados en rellenos sanitarios del centro de México, un panorama general. *LaCandonia*, 4(2), 117–131.

Noguera, K. M., y Olivero, J. T. (2010). Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: Caso Colombiano. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*, 34(0370–3908), 347–356.

- Novelo, R. M., Castillo Borges, E., Rosa, M., Riancho, S., Franco, C. Q., Vallejos, G., y Mejía, B. J. (2004). Tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de un relleno sanitario. In / Ingeniería (Vol. 8, Issue 2).
- Ocampo Barrero, M. F., Londoño Carvajal, A., Giraldo Gómez, G. I., y Sanabria González, N. R. (2016). Coeficientes de partición de mercurio en lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(1), 56–65. <https://doi.org/10.18359/rfcb.1854>
- Ocampo Barrero, M. F., Londoño Carvajal, A. L. C., Giraldo Gómez, G. I., y Sanabria González, N. R. (2017). Remoción de mercurio en lixiviados de un relleno sanitario empleando carbón activado impregnado con azufre. *Producción + Limpia*, 12(1), 41–48. <https://doi.org/10.22507/pml.v12n1a4>
- ONU (2024). *Global Waste Management Outlook 2024 - Beyond an age of waste – Turning rubbish into a resource*. Disponible en <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/44939> (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024)
- Ossio, F., Molina-Ramírez, J., y Larrain, H. (2019). Políticas municipales estandarizadas para el manejo sustentable de residuos de construcción y demolición. Disponible en [https://www.researchgate.net/publication/340350099\\_CAPITULO\\_IX\\_Políticas\\_municipales\\_estandarizadas\\_para\\_el\\_manejo\\_sustentable\\_de\\_residuos\\_de\\_construccion\\_y\\_demolicion](https://www.researchgate.net/publication/340350099_CAPITULO_IX_Políticas_municipales_estandarizadas_para_el_manejo_sustentable_de_residuos_de_construccion_y_demolicion) (Fecha de acceso 29 de marzo de 2024)
- Parrales, S., Indira, G., Poveda, P., Leonor, M., Renato, D., Sornoza, G., y Fernando, V. (2018). Reforma económica China: de economía planificada a economía de mercado. *Revista Venezolana de Gerencia*, 23. Disponible en <https://www.redalyc.org/journal/290/29058775001/html/> (Fecha de acceso el 28 de marzo de 2024)
- Pellón Arrechea, A., López Torres, M., y Espinosa Lloréns, M. del C. (2015). Propuesta para tratamiento de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos urbanos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 36(2), 3–16.

- Pesántes, L., Ruiz, V., Muñoz, M., y Aldás, M. B. (2018). Estudio piloto para el tratamiento de lixiviados generados en un botadero controlado. *Gestión y Ambiente*, 21(2), 233–241. <https://doi.org/10.15446/ga.v21n2.74908>
- Pinedo Hernández, J., Marrugo Negrete, J., Pérez Espitia, M., Durango Hernández, J., Enamorado Montes, G., y Navarro Frómata, A. (2024). A pilot-scale electrocoagulation-treatment wetland system for the treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 351, 119681. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119681>
- Poblete, R., Alanís, F., Serna Galvis, E. A., y Torres Palma, R. A. (2024). Depuration of landfill leachates using fly ash as a catalyst in solar advanced oxidation processes and a compost bioreactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(1), 111651. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111651>
- Pozo Bejarano, Javier., García Gutiérrez, J. A., y Vázquez Pérez, Y. (2020). Estimación del caudal medio delixiviadogenerado en el municipiovertederode Viñales, Pinar del Río. *Centro de Información e Gestión Tencológica Pinar Del Río*, 22, 325–341.
- Qin, S., Zhang, D., Wang, J., Liang, M., Chen, W., Zhang, T., Lu, X., Li, L., Wu, X., y Zan, F. (2024). In-situ sulfite treatment promotes solid reduction during aerobic digestion of waste activated sludge: Feasibility for small-scale wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, 394, 130224. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.130224>
- Quintero Gualteros, A. M., y Melo Suárez, L. F. (2019). Problemática ambiental generada por lixiviados en Bogotá (Vol. 4, pp. 66–78). Disponible en: [https://editorial.ucentral.edu.co/ojs\\_uc/index.php/Ingeciencia/article/view/3085/3089](https://editorial.ucentral.edu.co/ojs_uc/index.php/Ingeciencia/article/view/3085/3089) (Fecha de acceso 25 de mayo de 2024)
- RAE (2024). Vertedero, Definición - Diccionario de la lengua española. Disponible en <https://dle.rae.es/vertedero> (Fecha de acceso 29 de marzo de 2024)
- Rajoo, K. S., Karam, D. S., Ismail, A., y Arifin, A. (2020). Evaluating the leachate contamination impact of landfills and open dumpsites from developing countries using the proposed Leachate Pollution Index for Developing Countries (LPIDC).

- Environmental Nanotechnology, Monitoring y Management, 14, 100372. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100372>
- Reinhart, D. R., McCreanor, P. T., y Townsend, T. (2002). The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Management y Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 20(2), 172–186. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000209>
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., y Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468–493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Revelo-Romo, D., Guerrero-Flórez, M., Ordóñez, A., Sánchez-Ortiz, I. A., Pusapaz-Villota, N., Yela, O. C., y Galeano, L. A. (2021). Bacterial diversity of leachates retained in adsorbents regenerated by wet catalytic peroxide oxidation: potential driving bioelectrochemical systems. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(10), 2913–2924. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-03058-4>
- Ríos-Sossa, R., García-Londoño, J. J., Gil-Ramírez, D., Patiño, A. C., Cardona-Maya, W. D., Quintana-Castillo, J. C., y Narváez-Valderrama, J. F. (2022). Assessment of Levonorgestrel Leaching in a Landfill and Its Effects on Placental Cell Lines and Sperm Cells. *Water*, 14(6), 871. <https://doi.org/10.3390/w14060871>
- Rivas, L. (2023). *Lixiviados. Gran desafío en la disposición de los residuos* (2023rd ed., Vol. 1).
- Rivas Toledo, F. J., Beltrán, F., Gimeno, O., Acedo, B., y Carvalho, F. (2003). Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics. *Water Research*, 37(20), 4823–4834. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.007>
- Romero Salvador, A. (2015). INCINERACION DE RESIDUOS SOLIDOS URBANOS. Disponible en [https://www.bizkaia21.eus/fitxategiak/09/bizkaia21/Territorio\\_Sostenible/dokumentuak/20100902171833440\\_C2-327.pdf?hash=4e52af1ddf94cb7e6a71e07da89f1256](https://www.bizkaia21.eus/fitxategiak/09/bizkaia21/Territorio_Sostenible/dokumentuak/20100902171833440_C2-327.pdf?hash=4e52af1ddf94cb7e6a71e07da89f1256) (Fecha de acceso 31 de marzo de 2024)

- Rubio, J., Souza, M. L., y Smith, R. W. (2002). Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Minerals Engineering*, 15(3), 139–155. [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(01\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(01)00216-3)
- Sakar, H., Karatas, O., Balcik Canbolat, C., Keskinler, B., y Karagunduz, A. (2017). Removal of ammonium ions by capacitive deionization and membrane capacitive deionization units. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 75, 260–267. <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20275>
- Sánchez Toloza, J. L. (2012). MODELACIÓN DE LA INCINERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS COMO ALTERNATIVA COMPLEMENTARIA AL RELLENO SANITARIO DOÑA JUANA EN BOGOTÁ. Disponible en <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/8977> (Fecha de acceso 31 de marzo de 2024)
- Sandoval-Cobo, J., Caicedo-Concha, D., Marmolejo-Rebellón, L., Torres-Lozada, P., y Fellner, J. (2022). Evaluation of Leachate Recirculation as a Stabilisation Strategy for Landfills in Developing Countries. *Energies*, 15(17), 6494. <https://doi.org/10.3390/en15176494>
- Sanz Vera, F. (2018). EFICIENCIA ENERGÉTICA EN PLANTAS DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS: VALORIZACIÓN DE LODOS POR INCINERACIÓN. Disponible en <https://repositorio.upct.es/bitstream/handle/10317/7055/tfg-san-efi.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (Fecha de acceso 28 de abril de 2024)
- Serrano, M. F., López, J. E., y Saldarriaga, J. F. (2023). Use of activated rice husk biochar for the removal of metals and microorganisms from treated leachates from landfills. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 25(6), 3414–3424. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01762-0>
- Silva, A. C., Dezotti, M., y Sant’Anna, G. L. (2004). Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55(2), 207–214. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.013>

- Singhal, A., Gupta, A. K., Dubey, B., y Ghangrekar, M. M. (2022). Seasonal characterization of municipal solid waste for selecting feasible waste treatment technology for Guwahati city, India. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 72(2), 147–160. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1980450/FORMAT/EPUB>
- Sivic, A., Atanasova, N., Puig, S., y Griessler Bulc, T. (2018). Ammonium removal in landfill leachate using SBR technology: dispersed versus attached biomass. *Water Science and Technology*, 77(1), 27–38. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.519>
- Smaoui, Y., Chaabouni, M., Sayadi, S., y Bouzid, J. (2016). Coagulation–flocculation process for landfill leachate pretreatment and optimization with response surface methodology. *Desalination and Water Treatment*, 57(31), 14488–14495. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1067837>
- Song, J.-L., Gong, L.-M., Feng, S.-A., Zhao, J.-H., Zheng, J.-F., y Zhu, Z.-P. (2009). Ortho effects on the change in electronic absorption spectrum of pyridinium salts of saturated bromohydrocarbon. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 74(5), 1084–1089. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2009.09.012>
- SSPD (2016). Disposición Final de Residuos Sólidos - Informe Nacional 2015. Disponible en: <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informedisposicionfinalano2015-sspd1%20%281%29.pdf> (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).
- SSPD (2017). Disposición Final de Residuos Sólidos - Informe Nacional 2016. Disponible en <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informenacional2016disposicionfinalderesiduossolidos1%20%281%29.pdf> (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).
- SSPD (2018). Informe de Disposición Final de Residuos Sólidos - 2017. Disponible en [https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/2.\\_disposicion\\_final\\_de\\_residuos\\_solidos\\_-\\_informe\\_2017%20%281%29.pdf](https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/2._disposicion_final_de_residuos_solidos_-_informe_2017%20%281%29.pdf) (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).

- SSPD (2019). Disposición Final de Residuos Sólidos Informes Nacional - 2018. Disponible en [https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe\\_nacional\\_disposicion\\_final\\_2019.pdf](https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe_nacional_disposicion_final_2019.pdf) (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).
- SSPD (2020). Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Sólidos 2019. Disponible en [https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe\\_df\\_2019\\_final\\_22-12-2020\\_0\\_0.pdf](https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe_df_2019_final_22-12-2020_0_0.pdf). (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).
- SSPD (2021). Informe Nacional de Disposición de Residuos Sólidos 2020. Disponible en [https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe\\_df\\_2020%20%281%29.pdf](https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe_df_2020%20%281%29.pdf). (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).
- SSPD (2023a). Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Sólidos 2021. Disponible en <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/Informe-Nacional-de-Disposicion-Final-de-Residuos-Solidos.pdf.pdf>. (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).
- SSPD (2023b). Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Sólidos 2022. Disponible en <https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/Informe-Nacional-de-Disposicion-Final-de-Residuos-Solidos-2022.pdf>. (Fecha de acceso 28 de marzo de 2024).
- Strande, E. L., Ronteltap, M., y Brdjanovic, D. (2014). Manejo de Lodos Fecales Un enfoque sistémico para su implementación y operación. Disponible en [https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/manejo\\_fsm.pdf](https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/manejo_fsm.pdf) (Fecha de acceso 28 de abril de 2024)
- Tchobanoglous, G., y Kreith, F. (2002). HANDBOOK OF SOLID WASTE MANAGEMENT: Formation, Composition and Management of Leachate (McGraw-Hill).
- Teng, C., Zhou, K., Zhang, Z., Peng, C., y Chen, W. (2020). Elucidating the structural variation of membrane concentrated landfill leachate during Fenton oxidation

- process using spectroscopic analyses. *Environmental Pollution*, 256, 113467. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113467>
- The World Bank. (2018). *What a Waste 2.0*. Disponible en <https://datatopics.worldbank.org/what-a-waste/> (Fecha de acceso 17 de marzo de 2024)
- Torres Gil, L. K., Saba, M., y Eljaiek-Urzola, M. (2020). Horizontal Subsurface-Flow-Constructed Wetlands with Tropical Vegetation for the Treatment of Landfill Leachate: Case Study in Cartagena, Colombia. *Journal of Environmental Engineering*, 146(10). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001798](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001798)
- Torres Lozada, P., Rodríguez, J. A., Barda, L. E., Morán, A., y Narváez, J. (2005). Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Ingeniería y Desarrollo*, 18, 50–60.
- Torri, S. (2017). ¿Qué es un relleno sanitario? Disponible en [https://www.researchgate.net/publication/319624681\\_Que\\_es\\_un\\_relleno\\_sanitario](https://www.researchgate.net/publication/319624681_Que_es_un_relleno_sanitario). (Fecha de acceso 07 de abril de 2024)
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., y Quemeneur, F. (2001). Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12), 2935–2942. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00005-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00005-7)
- UAESP (2023). INFORME MENSUAL DE SUPERVISIÓN, MONITOREO Y CONTROL. Disponible en [https://www.uaesp.gov.co/sites/default/files/documentos/Informe\\_de\\_Supervision\\_y\\_Control\\_de\\_Disposicion\\_Final\\_Diciembre\\_2022.pdf](https://www.uaesp.gov.co/sites/default/files/documentos/Informe_de_Supervision_y_Control_de_Disposicion_Final_Diciembre_2022.pdf) (Fecha de acceso 24 de mayo de 2024)
- UAESP (2020). Documento Técnico Soporte del Plan Integra de Residuos Sólidos. Disponible en [https://www.uaesp.gov.co/sites/default/files/planeacion/DTS\\_PGIRS\\_0.pdf](https://www.uaesp.gov.co/sites/default/files/planeacion/DTS_PGIRS_0.pdf). (Fecha de acceso 04 de abril de 2024)

- UIS (2018). Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos del Área metropolitana de Bucaramanga. Disponible en [https://www.bucaramanga.gov.co/wp-content/uploads/2021/07/Anexos-RURAL-DESARROLLO\\_PGIRS\\_RURAL\\_AMB.pdf](https://www.bucaramanga.gov.co/wp-content/uploads/2021/07/Anexos-RURAL-DESARROLLO_PGIRS_RURAL_AMB.pdf) (Fecha de acceso 03 de abril de 2024)
- Ulloa, J. (2006). Los rellenos sanitarios. LA GRANJA. Revista de Ciencias de La Vida. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=476047388001> (Fecha de acceso 03 de abril de 2024)
- UNEP (2024). New Report: Global Waste Management Outlook 2024. Disponible en: <https://www.unep.org/ietc/> (Fecha de acceso 11 de mayo de 2024).
- Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D., y Matsumoto, K. (2002). Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, 150(2), 121–129. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00937-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00937-2)
- Uygur, A., y Kargı, F. (2004). Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management*, 71(1), 9–14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.01.002>
- Vásquez Sarria, N., Holguín González, J. E., y Gandini, M. A. (2023). Nature based solutions applied to mature leachate treatment in the Latin American resource-poor environment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110641. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110641>
- Wang, H., Li, X., Hao, Z., Sun, Y., Wang, Y., Li, W., y Tsang, Y. F. (2017). Transformation of dissolved organic matter in concentrated leachate from nanofiltration during ozone-based oxidation processes ( $O_3$ ,  $O_3/H_2O_2$  and  $O_3/UV$ ). *Journal of Environmental Management*, 191, 244–251. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.021>
- Wang, H., Wang, Y., Li, X., Sun, Y., Wu, H., y Chen, D. (2016). Removal of humic substances from reverse osmosis (RO) and nanofiltration (NF) concentrated leachate using continuously ozone generation-reaction treatment equipment. *Waste Management*, 56, 271–279. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.040>

- Wang, H., Wang, Y., Lou, Z., Zhu, N., y Yuan, H. (2017). The degradation processes of refractory substances in nanofiltration concentrated leachate using micro-ozonation. *Waste Management*, 69, 274–280. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.048>
- Wasay, S. A., Barrington, S., y Tokunaga, S. (1999). Efficiency of GAC for treatment of leachate from soil washing process. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116(3/4), 449–460. <https://doi.org/10.1023/A:1005115820429>
- Wei-Ming, C., Ai-Ping, Z., Min, L., Guo-Bin, J., y Qi-Bin, L. (2017). Decomposition of organics in concentrated landfill leachate with ozone/hydrogen peroxide system: Oxidation characteristics and Spectroscopic analyses. *Environmental Science*, 37(6), 2160–2172.
- Wiszniowski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., y Weber, J. V. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. In *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 4, Issue 1, pp. 51–61). <https://doi.org/10.1007/s10311-005-0016-z>
- Wu, Y., Zhou, S., Qin, F., Ye, X., y Zheng, K. (2010). Modeling physical and oxidative removal properties of Fenton process for treatment of landfill leachate using response surface methodology (RSM). *Journal of Hazardous Materials*, 180(1–3), 456–465. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.052>
- Wu, Y., Zhou, S., Zheng, K., Ye, X., y Qin, F. (2011). Mathematical model analysis of Fenton oxidation of landfill leachate. *Waste Management*, 31(3), 468–474. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.016>
- Xu, J., Long, Y., Shen, D., Feng, H., y Chen, T. (2017). Optimization of Fenton treatment process for degradation of refractory organics in pre-coagulated leachate membrane concentrates. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 674–680. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.031>
- Young, G. C. (2010). *Municipal Solid Waste to Energy Conversion Processes*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470608616>

- Yudong, X., Liangxin, F., y Youfu, H. (2014). Treatment of MBR-NF concentrate of landfill leachate by Fenton process. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 8(9), 3711–3717.
- Zafra Mejía, C. A., y Gutiérrez Gil, V. H. (2015). Análisis de la producción de lixiviado y biogás bajo condiciones de extracción activa. *Ingenium Revista de La Facultad de Ingeniería*, 16(31), 9. <https://doi.org/10.21500/01247492.1365>
- Zafra Mejía, C. A., Zuluaga Astudillo, D. A., y Rondón Quintana, H. A. (2021). Analysis of the Landfill Leachate Treatment System Using Arima Models: A Case Study in a Megacity. *Applied Sciences*, 11(15), 6988. <https://doi.org/10.3390/app11156988>
- Zafra-Mejía, C., Romero-Torres, D. (2019). Tendencias tecnológicas de depuración de lixiviados en rellenos sanitarios iberoamericanos. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 18(35), 125–147. <https://doi.org/10.22395/rium.v18n35a8>
- Zhaoxin, L., Limin, Z., Xinyang, L., Xuejun, P., y Yujue, W. (2014). Anodic oxidation of landfill leachate nanofiltration concentrates using BDD electrode. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 8(11), 4662–4668.
- Zheng, Z., Zhang, H., He, P.-J., Shao, L.-M., Chen, Y., y Pang, L. (2009). Co-removal of phthalic acid esters with dissolved organic matter from landfill leachate by coagulation and flocculation process. *Chemosphere*, 75(2), 180–186. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.011>