UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TEMA

"ANÁLISIS DE LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS: PERSPECTIVAS DE APLICACIÓN EN ECUADOR"

AUTORES

WILSON DANIEL MUESES YAGUAPAZ

JHOMIRA ELIZABETH SARMIENTO VALVERDE

DIRECTOR DEL PROYECTO/TRABAJO

MSC.DIEGUEZ SANTANA KAREL

PASTAZA – ECUADOR

2020

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

Nosotros, Mueses Yaguapaz Wilson Daniel y Sarmiento Valverde Jhomira Elizabeth con cédulas de identidad 0401609367, 1401320443, respectivamente, hacemos constar que somos los autores del Proyecto de Investigación titulado: "**ANÁLISIS DE LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS: PERSPECTIVAS DE APLICACIÓN EN ECUADOR**", el cual constituye una elaboración personal realizada únicamente con la dirección del Tutor de dicho trabajo, Msc. Karel Diéguez Santana.
En tal sentido, manifestamos la originalidad de la conceptualización del trabajo como interpretación de datos y elaboración de conclusiones dejando establecido que aquellos aportes intelectuales de otros autores se han referenciado debidamente en el texto de dicho trabajo.

En el cantón Pastaza, a los 29 días del mes de enero del 2021.



_____

Mueses Yaguapaz Wilson Daniel

CI: 0401609367



_____

Sarmiento Valverde Jhomira Elizabeth

CI: 1401320443

CERTIFICADO DE APROBACIÓN POR EL TRIBUNAL DE SUSTENTACIÓN

El tribunal de sustentación del proyecto de investigación y desarrollo aprueba el proyecto de Investigación titulado: **"ANÁLISIS DE LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS: PERSPECTIVAS DE APLICACIÓN EN ECUADOR"**



Dr. Bravo Sánchez Luis Ramón

Presidente del Tribunal



Msc. Peñafiel Arcos Pedro Andrés

Miembro del Tribunal



Msc. Cuichan Paucar Santiago Homero

Miembro del Tribunal

UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA

SISTEMA ANTIPLAGIO URKUND

Certificado No. 21-SAU-UEA-2021

Puyo, 16 de febrero de 2021

Por medio del presente **CERTIFICO** que:

El Trabajo de Integración Curricular correspondiente a los estudiantes: SARMIENTO VALVERDE JHOMIRA ELIZABETH con C.I. 1401320443; y MUESES YAGUAPAZ WILSON DANIEL con C.I. 0401609367, con el Tema: **"Análisis de las tecnologías de tratamiento de lixiviados: perspectivas de aplicación en Ecuador."**, de la carrera, Ingeniería Ambiental. Director de la investigación Ing. Karel Dieguez Santana, MSc., ha sido revisado mediante el sistema antiplagio URKUND, reportando una similitud del 9%, Informe generado con fecha 15 de febrero de 2021 por parte del director conforme archivo adjunto.

Particular que comunico a usted para los fines pertinentes

Atentamente,

ITALO
MARCELO

Ing. Italo Marcelo Lara Pilco M.Sc.
ADMINISTRADOR DEL SISTEMA ANTIPLAGIO URKUND – UEA - .

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a Dios por darme la fuerza y el valor para continuar en este proceso de obtener uno de los anhelos más deseados. A mis padres Juan y María por su amor, trabajo y sacrificio que han dedicado en estos años de estudio, por demostrarme a cada momento que puedo contar con ellos, que son el apoyo incondicional y el ejemplo de seres humanos valiosos a seguir. A mis hermanos por animarme cada día a seguir adelante. A mis amigos y compañeros de carrera quienes se convirtieron en mi familia y soporte en mi vida estudiantil gracias a todos.

Con cariño

Wilson Mueses.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a Dios y a mis amados padres Oswaldo e Isabel, que han sido mis guías y los impulsadores de este sueño, los cuales en los momentos más difíciles no han dejado de alentarme a continuar con mis estudios, porque son ejemplo de trabajo duro y progreso, ya que en estos cinco años de estudios no han dejado de apoyarme. Agradezco también a mi familia y a mis queridas abuelitas que estoy segura que con sus oraciones una en la tierra y otra en el cielo velan y han rezado por mí. Por último, dedico este trabajo a todas las mujeres de mi familia, hermanas, tías, primas, a las que ya no están en este mundo, a las que están y a las que vendrán en el futuro, las cuales día a día han sido y serán ejemplo de los logros y la capacidad que tiene la mujer para trabajar arduamente por su familia. Con amor.

Jhomira Sarmiento

AGRADECIMIENTO

A Dios por estar presente cada día de mi vida y no permitir que nada malo me suceda. Mi sincero agradecimiento a la Universidad Estatal Amazónica, a la Facultad de Ciencias de la Vida carrera de Ingeniería Ambiental por formarnos como personas y futuros profesionales. A los docentes en particular al Msc. Diéguez Santana, Karel que guiándonos con sus conocimientos y paciencia han colaborado y apoyado con la investigación y desarrollo de este trabajo.

Con amor y admiración

Wilson Mueses

AGRADECIMIENTO

Agradezco primeramente a Dios por la vida y la salud que me ha proporcionado para poder cumplir esta meta, también quiero agradecer a la Universidad Estatal Amazónica ya que siempre han sabido proporcionar a sus estudiantes educación de calidad, así también a todos los docentes que me han proporcionarme sus conocimientos en especial al Msc. Karel Diéguez Santana que con su paciencia infinita y sabiduría nos ha guiado en todo este proceso de titulación. A mis padres por todo el aliento y la confianza proporcionada. A mi compañero Wilson un gracias por ser el amigo incondicional en estos años y por la ayuda proporcionada para que este trabajo fuera exitoso. Por último, a todos esos amigos que encontré en Puyo en especial a Karen y Yamilet por estar en las alegrías, tristezas y los momentos más difíciles de mi vida académica siempre las recordare y las tendré presente. Con Cariño.

Jhomira Sarmiento.

RESUMEN

El manejo inadecuado de los rellenos sanitarios puede representar serias amenazas ambientales como la descarga o infiltración de lixiviados en aguas superficiales o subterráneos. El presente trabajo analiza las diferentes tecnologías de tratamientos de lixiviados utilizadas a nivel mundial e implementadas en rellenos sanitarios del Ecuador. Para ello se utilizó una metodología de búsqueda sistemática con un enfoque cualitativo, exploratorio y descriptivo. Se recuperó información sobre disposición final, calidad y composición de lixiviados en Ecuador. Además, se realizó una revisión de la literatura científica sobre los diferentes métodos de tratamiento físicos, fisicoquímicos, biológicos, y combinados que se emplean para lixiviados de rellenos sanitarios. Se encontró que los diferentes tipos de tratamientos biológicos, físico-químicos y combinados pueden resultar muy eficientes en su funcionamiento, aunque muchas veces se emplean combinados para incrementar la eficiencia de remoción de contaminantes específicos, Dentro de los tratamientos que se aplican en Ecuador se destaca la osmosis inversa que presenta porcentajes de remoción superiores al 90%. Sin embargo, la calidad del lixiviado que se genera en los rellenos sanitarios dificulta la operatividad de este tratamiento. Finalmente, la investigación permite concluir que es complejo estandarizar un determinado tipo de tratamiento de lixiviados en Ecuador, pues existen variados factores que influyen en la selección e implementación de una tecnología específica, tales como: condiciones climáticas, presupuestos asignados por el Estado a los municipios, la calidad del efluente, el caudal de lixiviado a tratar, entre otros, por lo que futuras investigaciones pudieran estar orientadas a evaluar criterios técnico, económicos y ambientales para la selección de tecnologías de tratamiento de lixiviados a nivel nacional.

Palabras clave: VERTEDERO, REMOCIÓN, COMPOSICIÓN, EFICIENCIA.

ABSTRACT

The inadequate management of landfills can pose serious environmental threats such as the discharge or infiltration of leachate into surface or groundwater. This paper analyzes the different leachate treatment technologies used worldwide and implemented in landfills in Ecuador. A systematic search methodology with a qualitative, exploratory, and descriptive approach was used. Information on final disposal, quality, and composition of leachate in Ecuador was retrieved. In addition, a review of the scientific literature on the different physical, physicochemical, biological, and combined treatment methods used for landfill leachate was carried out. It was found that the different types of biological, physicochemical, and combined treatments can be very efficient in their operation, although they are often used in combination to increase the removal efficiency of specific pollutants. Among the treatments applied in Ecuador, reverse osmosis stands out, with removal percentages of over 90%. However, the quality of the leachate generated in landfills makes it difficult to operate this treatment. Finally, the research allows concluding that it is complex to standardize a certain type of leachate treatment in Ecuador, as there are several factors that influence the selection and implementation of a specific technology, such as: climatic conditions, budgets assigned by the State to municipalities, effluent quality, leachate flow to be treated, among others. Future research could be oriented to evaluate technical, economic, and environmental criteria for the selection of leachate treatment technologies at the national level.

Keywords: LANDFILL, REMOVAL, COMPOSITION, EFFICIENCY.

ÍNDICE

RESUMEN viii
ABSTRACT ix
CAPITULO 1 1
INTRODUCCIÓN 1
1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 2
1.2 OBJETIVOS 3
1.2.1 Objetivo general 3
1.2.2 Objetivos específicos 3
1.3 JUSTIFICACIÓN 4
CAPITULO 2 5
FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA 5
2.1 Rellenos sanitarios 5
2.2 Partes de un Relleno Sanitario 5
2.3 Lixiviados 6
2.4 Contaminación de aguas superficiales y subterráneas 6
2.5 Lixiviados y su generación 7
2.5.1 Reacciones biológicas 7
2.5.2 Reacciones químicas 7
2.5.3 Procesos físicos 8
2.6 Características de lixiviados 9
2.7 Clasificación de los Lixiviados 10
2.8 Tratamiento de lixiviados 12
2.9 Tratamientos Biológicos 12
2.9.1 Lagunas Aeróbicas 12
2.9.2 Lodos activados aeróbicos 13
2.9.3 Reactor de secuenciación por lotes (RSL) 13
2.9.4 Contactores biológicos rotativos (CBR) 13
2.9.5 Filtros percoladores (FP) 14
2.9.6 Reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM) 14
2.9.7 Reactor de biopelícula de lecho fluidizado (RBLF) 14
2.9.8 Biorreactor de membrana (BRM) 14
2.9.9 Tratamiento de hongos y fitorremediación 15
2.9.10 Humedales de flujo subsuperficial (HFSS) 16
2.9.11 Digestión anaeróbica (DA) 16
2.9.12 Filtro anaeróbico (FA) 16
2.9.13 Reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB) 16

2.9.14 Reactor Biológico de Membrana Anaeróbico Sumergido(RBMAS) 17
2.9.15 Oxidación anaeróbica de amonio (Anammox) 17
2.9.16 Tanque Séptico 17
2.10 Tratamiento físico-químicos.....18
2.10.1 Coagulación-floculación 18
2.10.2 Precipitación química 18
2.10.3 Adsorción 18
2.10.4 Filtración de membrana 19
2.10.5 Intercambio iónico 20
2.10.7 Oxidación química/procesos de oxidación avanzada (POA) 21
2.10.8 Tratamiento electroquímico 21
2.10.9 Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) 22
2.10.10 Fenton 23
2.11 Tratamientos combinados.....23
2.11.1 Combinación de dos o más tratamientos físico-químicos 24
2.11.2 Combinación de dos o más tratamientos biológicos.....24
2.11.3Combinación de tratamientos físico-químicos y biológicos.....24
2.12 Transferencia de lixiviados.....25
2.12.1 Recirculación 25
2.12.2 Evaporación de lixiviados 25
2.12.3 Coagulación/floculación/sedimentación.....26
2.13 Criterios técnicos económicos 26
CAPITULO 3.....28
METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN 28
CAPÍTULO 4.....31
ANÁLISIS DE RESULTADOS 31
4.1 Recuperación de información de la gestión de residuos sólidos relacionada con la disposición final, calidad y composición de lixiviados en Ecuador. 31
4.1.1 Gestión de residuos sólidos urbanos generados en el Ecuador. 31
4.1.2 Generación de lixiviados de vertedero.....31
4.1.3 Composición de lixiviados 32
4.1.4 Factores que afectan las características del lixiviado 32
4.2 Revisión de los métodos de tratamiento físicos, fisicoquímicos, biológicos y combinados que se emplean para lixiviados de rellenos sanitarios.....39
4.2.1.1 Tratamiento Aeróbico.....42
Lagunas aireadas 42
Lodos activados aeróbicos 42
Reactor de secuenciación por lotes (RSL) 43

Contactores biológicos rotativos (CBR) 43
Filtros percoladores (FP) 43
Reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM) 44
Reactor de biopelícula de lecho fluidizado (RBLF) 44
Biorreactor de membrana (BRM) 44
Humedales artificiales (HA) 45
Tratamiento de hongos y fitorremediación 45
4.2.1.2 Tratamiento Anaeróbico 45
Digestión anaeróbica (DA) 46
Filtro anaeróbico (FA) 46
Reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB) 46
Reactor Biológico de Membranas Anaeróbico Sumergido (RBMAS) 47
Oxidación anaeróbica de amonio (Anammox) 47
4.2.2 Tratamiento físico-químicos 48
Coagulación-floculación 48
Precipitación química 48
Adsorción 49
Filtración de membrana 49
Intercambio iónico 50
Extracción de aire 50
Oxidación química/procesos de oxidación avanzada (POA) 50
Tratamiento electroquímico 51
4.2.3 Tratamientos combinados 52
Combinación de dos o más tratamientos físico-químicos 52
Combinación de dos o más tratamientos biológicos 53
Combinación de tratamientos físico-químicos y biológicos 53
4.3 Determinación de las potenciales tecnologías y perspectivas en el tratamiento de lixiviados en el Ecuador. 55
Laguna Aerobia San Miguel de los Bancos-Quito 57
Filtro Anaeróbico De Fa - Quito (Inga) 58
Columnas Anaeróbicas El Inga - Quito 58
Aeróbicos/Anaeróbicos/Filtros de Osmosis Inversa por Vibración – El Inga Quito –Santo Domingo 59
Fotocatálisis con Dióxido de Titanio (TiO_2)-Loja 60
Filtro Biológico Anaeróbico/Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial - Baños de Agua Santa 60
Tanque Séptico - Joya De Los Sacha 61
Coagulación Floculación - Lago Agrio 61

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 62

Índice de Tablas

Tabla 1-2: Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce. Tabla 9 del acuerdo ministerial 097-A. 11
Tabla 2-2: Clasificación de lixiviados de vertederos. 12
Tabla 3-2: Coste y consumo energético de diversas combinaciones de tratamientos de lixiviados. 27
Tabla 1-3: Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce. Tabla 9 del acuerdo ministerial 097-A. 29
Tabla 1-4: Clasificación de indicadores de RSU generados en el Ecuador a nivel regional y provincial expresados en toneladas diarias. 34
Tabla 2-4: Descripción de los estudios de lixiviados compilados de la literatura en Ecuador. ..36
Tabla 3-4: Comparación de Normativa Ambiental con la composición de lixiviados sin tratar estudiados y reportados en la literatura en Ecuador. 38
Tabla 4-4: Criterios de tratamiento de lixiviados según la edad del relleno. 40
Tabla 5-4: Tasas de remoción de contaminantes de los lixiviados por tipos de tratamientos biológicos. 41
Tabla 6-4: Tasas de remoción de contaminantes de los lixiviados por tipos de tratamientos físico-químico. 52
Tabla 7-4: Tasas de remoción de contaminantes lixiviados por tratamientos combinados. 54
Tabla 8-4: Composición de lixiviados y tasas de remoción según los diferentes tratamientos estudiados en Ecuador. 56

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 1-2 Balance de agua en un relleno sanitario......9
Figura 1-3 Pasos o etapas para la realización del análisis de tecnologías de lixiviados aplicables a Ecuador.....30

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Los rellenos sanitarios son uno de los métodos más utilizados para la disposición final de residuos sólidos en el mundo ya que han mostrado ser la forma más barata, en términos de aprovechamiento y costo, para la disposición final de los residuos (Renou et al., 2008). Estos liberan una amplia gama de compuestos debidos a la degradación de los residuos en todo su ciclo de vida (Ziyang et al., 2009). Los contaminantes líquidos son conocidos como lixiviados, constituyen la parte líquida que se filtra a través de los residuos sólidos, dispuestos en un vertedero y que extrae materiales disueltos o en suspensión. 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 y a fuentes de agua de los alrededores (Aguilar, Ramos, Lara, Hdez, & Valencia , 2010; Bautista-Ramírez et al., 2018). Estos a su vez están determinados por un conjunto de elementos entre los que se encuentran la composición de residuos sólidos, la forma de operación del vertedero y las condiciones climáticas del lugar donde se encentra ubicado. Su composición varía según la antigüedad del vertedero.

Algunos estudios abordan diferentes alternativas de tratamiento de lixiviados clasificándolos generalmente en tres grupos principales: (1) procesos biológicos (aeróbicos o anaeróbicos); (2) procesos físicos y químicos; y (3) una combinación de procesos biológicos y físico-químicos (Ishak, Hamid, Mohamad, & Tay, 2018; Luo, Zeng, Cheng, He, & Pan, 2020; Renou S, Givaudan, Poulain, Dirassouyan, & Moulin, 2008; Torretta, Ferronato, Katsoyiannis, Tolkou, & Airoldi, 2017).

En la mayoría de los países latinoamericanos, las tecnologías implementadas para el tratamiento de lixiviados no cumplen con las condiciones técnicas para controlar la contaminación ambiental. Por lo tanto, resulta de especial interés estudiar las tecnologías de tratamiento de lixiviados desarrolladas a nivel mundial para identificar y evaluar los diferentes sistemas de depuración y visualizar tendencias locales para su implementación.

1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Durante las pasadas décadas, el crecimiento poblacional mundial, la deficiente cultura ambiental unido a la mentalidad consumista; ocasionan la rápida degradación y contaminación de los ecosistemas en tierra, agua y aire. En Ecuador, los residuos sólidos son puestos en sitios de disposición final llamados rellenos sanitarios (Renou S. , Givaudan, Poulain, S, Dirassouy, & Moulin, 2008). Los cuales, con el pasar de los años han sido sometidos a normativas, ya que en el pasado no existía ninguna regla que prohíba que sean arrojados a cielo abierto, convirtiéndose estos, en simples botaderos de basura sin ningún control técnico, por lo que en la actualidad se han convertido en rellenos normados y tecnificados donde se controlan las emisiones tanto líquidas y gaseosas que dan como resultado afecciones tanto a la salud del ser humano así como al medio ambiente (Méndez et al., 2004). La sobrepoblación ha generado cambios notables en los hábitos de consumo del ser humano, ya que esto ocasiona que se eleve el uso continuo de los recursos naturales y el desarrollo acelerado de las industrias, esto ha desencadenado una mayor producción de residuos sólidos tanto municipales como industriales que son destinados a rellenos sanitarios para su tratamiento y disposición final.

Entre los tratamientos más usados en el mundo, para la disposición final de los residuos sólidos están los rellenos sanitarios, que se caracterizan por los tratamientos que en él se aplican, en los cuales por el alto contenido de humedad que presentan los residuos y la precipitación existente de cada región llega a formar lixiviados, con alto contenido de DQO (Demanda Química de Oxígeno), DBO_5 (Demanda Bioquímica de Oxígeno), y NT (Nitrógeno Total).

Los lixiviados al infiltrarse al subsuelo contaminan las fuentes acuíferas subterráneas y pluviales las cuales pueden representar un riesgo significativo a la salud del ser humano que la consumen, así también del ecosistema que lo rodea, ya que la velocidad de infiltración de los lixiviados al suelo es mayor que la del agua, estos problemas se generan ya que no existen óptimos tratamientos de lixiviados en los rellenos sanitarios que impidan estas infiltraciones.

Hay que tener en cuenta que para el tratamiento de lixiviados se requiere personal calificado para manejo de estos tratamientos además de equipos de protección y seguridad ya que la exposición a estos contaminantes puede resultar perjudicial. En las últimas décadas los sistemas naturales se han venido utilizando de forma creciente gracias a sus

características de construcción y funcionamiento: su coste de inversión suele ser competitivo, requieren de poco personal para su tratamiento, no presentan consumo energético y no generan grandes cantidades de lodos de forma continuada (Noguera & Olivero, 2010). Esta puede ser una de las alternativas a considerarse

Lo planteado permite comprender a los lixiviados y toda la problemática que engloba la inexistencia de adecuados tratamientos en los rellenos sanitarios por lo cual, es preciso analizar y comprender las tecnologías aplicadas por los países en vías de desarrollo las cuáles se pueden considerar aplicar en el Ecuador.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo general

- Analizar las diferentes tecnologías de tratamiento de lixiviados que puedan ser aplicadas en Ecuador

1.2.2 Objetivos específicos

- Recuperar información de la gestión de residuos sólidos relacionada con la disposición final, calidad y composición de lixiviados en Ecuador.
- Revisar los métodos de tratamiento físicos, fisicoquímicos, biológicos, y combinados que se emplean para lixiviados de rellenos sanitarios.
- Determinar las potenciales tecnologías y perspectivas en el tratamiento de lixiviados en el Ecuador.

1.3 JUSTIFICACIÓN

En la actualidad existen un sinnúmero de tecnologías que permiten tratar a los lixiviados en los rellenos sanitarios, los mismos que ofrecen resultados positivos en la remoción de ciertos contaminantes dejando de lado otros, por lo cual resulta dificultoso encontrar uno que permita remover todos los contaminantes, el mismo que presente resultados favorecedores dentro de los límites permisibles y cumpla con las normativas vigentes, por ello adecuar una combinación de ciertas tecnologías podría ser la respuesta, que permita la disminución de contaminantes y que contribuya a que los impactos al medio ambiente reduzcan. Hay que tener en cuenta que no todos los tratamientos son aptos para la remoción de la carga orgánica de los lixiviados, este es el caso de los tratamientos biológicos en los rellenos sanitarios deteriorados, por lo cual es aconsejable en algunos casos aplicar tratamientos fisicoquímicos que son efectivos para la remoción de contaminantes básicos como sólidos, DBO, DQO y metales.

En Ecuador no todos los rellenos sanitarios cuentan con un sistema de tratamiento óptimo para lixiviados, algunas de las tecnologías de tratamiento se emplean en rellenos sanitarios, como es el caso del relleno sanitario el Inga en la ciudad de Quito. Los rellenos sanitarios están diseñados y construidos de acuerdo a normas que establecen especificaciones de protección ambiental en cuanto a selección del sitio, operación, monitoreo y obras complementarias a la disposición final de los residuos sólidos urbanos, sin embargo, no se encuentran exentos de presentar riesgos de infiltración de lixiviados al subsuelo, por ello, deben poseer reglamentos de tratamiento y descarga para el cumplimiento de parámetros establecidos.

CAPITULO 2

FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

2.1 Rellenos sanitarios

El relleno sanitario o vertedero es un 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 con capas de suelo en forma diaria. Una ventaja de su implementación es que permitía concentrar en un solo lugar los residuos de una localidad. Se denominó sanitario porque el propósito era cuidar la salud pública, ya que la basura dispersa y acumulada en las calles, usualmente en sitios inapropiados por su cercanía a las viviendas, eran fuente de enfermedades (Torri, 2017).

2.2 Partes de un Relleno Sanitario

La celda se usa para representar el volumen de residuos sólidos depositado en un relleno sanitario durante un periodo. Una celda incluye: los residuos sólidos depositados y la materia de cubierta. La cubierta diaria es una capa de suelo con un espesor de 15 a 30 cm de recubrimiento, la cual cumple con la función de evitar el desplazamiento de algunos residuos por efecto del viento, además previene la entrada o salida del vertedero de plagas, tales como ratas, moscas y otros, así como controlar durante la operación la entrada de agua en el vertedero.

La berma (o terraza) se utiliza frecuentemente cuando la altura del vertedero excede de 125 cm a 200 cm, para mantener la estabilidad de la pendiente del vertedero. Son terrazas utilizadas cuando la altura del relleno sanitario es elevada y tienen como propósito mantener su estabilidad. También son utilizadas para la ubicación de los canales para el drenaje de aguas superficiales y tuberías para la recuperación de gas de vertedero (MMAyA, VAPSB, & DGGIRS, 2012).

En la cubierta final se aplican varias capas de tierra o materiales como geo membranas diseñadas para ayudar al drenaje superficial e impedir las aguas filtrantes, así como

soportar la vegetación superficial. Tal como lo menciona Tchobanoglous, Theisen, & Vigil (1996) los recubrimientos de vertedero son materiales naturales y sintéticos que se utilizan para revestir el fondo y las áreas laterales del vertedero. Los recubrimientos suelen estar formados por capas de arcilla compactadas y/o geo membranas diseñados para prever el desplazamiento del lixiviado y del gas de vertedero. La infraestructura para el control del vertedero incluye recubrimientos, recolección y la extracción del lixiviado, así como también del gas de vertedero, y capas diarias y finales de cubierta. El líquido que se almacena en el fondo del vertedero se conoce como lixiviado, en vertederos profundos, usualmente se recolecta el lixiviado en puntos intermedios.

2.3 Lixiviados

El lixiviado es un líquido producido cuando el agua originaria de la escorrentía superficial, lluvia o la producida por la propia dinámica de descomposición de los residuos, se pone en contacto con los residuos sólidos depositados en el relleno sanitario, excediendo su capacidad de absorción, pasando a través de ellos y aumentando la concentración de contaminantes. Este líquido tiene la capacidad de trasladarse a las aguas subterráneas, superficiales y al suelo circundante (Zamorano, 2007). El lixiviado representa un posible riesgo de contaminación tanto del suelo y el subsuelo como de las corrientes superficiales y sub-superficiales cercanas, debido a la comunicación hidráulica que poseen los acuíferos (Torres, 2005). Los lixiviados se pueden considerar como un tipo muy específico de agua residual los cuales están compuestos por una alta carga orgánica, compuestos orgánicos solubles y constituyentes inorgánicos (Diéguez-Santana, Sarduy-Pereira, y Decker, 2021).

2.4 Contaminación de aguas superficiales y subterráneas

Los lixiviados han sido identificados como una fuente potencial en la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Soto-Cabrera, Panimboza-Ojeda, Ilibay-Granda, Valverde-Lara, y Diéguez-Santana, 2020), ya que estos se pueden infiltrar a través del suelo provocando contaminación principalmente del agua si éstos no son propiamente recolectados, tratados y llevados a una segura disposición final (Tatsi A. , Zouboulis, Matis, & Samaras , 2003).

2.5 Lixiviados y su generación

La producción de los lixiviados está relacionada a las condiciones climatológicas, a la naturaleza de los residuos, que engloba su contenido de humedad y la compactación. Su generación es mayor cuando es menos compactado. Hay varios factores que afectan la composición de los lixiviados, el tipo y composición de los residuos que a su vez depende de la calidad de vida de la población y la estructura del relleno sanitario, además de la edad del relleno (Ziyang et al., 2009). Según Tchobanoglous et al. (1996) describe las reacciones que se producen en un relleno sanitario, así como las etapas de generación de gas de vertedero y composición de lixiviados como se indica a continuación:

2.5.1 Reacciones biológicas

Las reacciones biológicas más importantes que se producen en lo rellenos sanitarios son aquellas que afectan a la materia orgánica de los RSU, que evoluciona produciendo gas de vertedero y, eventualmente, líquidos. El proceso de descomposición biológica normalmente sucede aeróbicamente durante un corto periodo de tiempo, inmediatamente después de la evacuación de los residuos, hasta que se agota el oxígeno inicialmente presente. Durante la descomposición aerobia el gas producido es el CO_2. Una vez consumido el oxígeno, la descomposición pasa a ser anaerobia y la materia orgánica se convierte en CO_2 y CH_4, y cantidades traza de amoniaco y sulfuro de hidrógeno (Cárdenas, Maldonado, Valdez, Sarduy-Pereira, y Diéguez-Santana, 2019). También se producen un gran número de reacciones bioquímicas. Por el número de interrelaciones, es difícil determinar las condiciones que existen en cualquier vertedero o porción de vertedero para un momento dado.

2.5.2 Reacciones químicas

Las reacciones químicas más importantes incluyen:

a) La disolución y arrastre en suspensión de los materiales de los residuos y de productos de conversión biológica en los líquidos que se filtran a través de los residuos.

b) Evaporación de compuestos químicos y de agua en el gas de vertedero.

c) Absorción de compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles en el material vertido.

d) La deshalogenación y descomposición de compuestos orgánicos.

e) Reacciones de oxidación-reducción que afectan a metales y a la solubilidad de las sales metálicas.

2.5.3 Procesos físicos

Los procesos físicos más notables están relacionados con la compactación de los residuos sólidos (compresión), la disolución, la absorción y la reducción del tamaño de las partículas; así también de los asentamientos causados por la consolidación y descomposición de la materia orgánica depositada (Jaramillo, 2002). Puede mencionarse que el cambio en la composición química no ocurre durante los procesos necesariamente químicos, sino que en ellos tiene una importante influencia los procesos físicos; en este sentido la compresión y los asentamientos del relleno sanitario son procesos que se relacionan estrechamente; por lo tanto, se describen conjuntamente.

De igual forma, la dilución y el transporte están asociados, pero no en el mismo sentido (CalRecovery INC, 1997). La compresión de los residuos sólidos en el sitio de disposición final es un proceso continuo que se inicia con la compactación y reducción del tamaño de los residuos por la maquinaria utilizada para compactar los que ya están dispuestos. La compresión continua conlleva a la degradación de los residuos sólidos, como consecuencia y de la fuerza ejercida por el peso de la carga sobrepuesta de los mismos y por la cobertura de tierra (CalRecovery INC, 1997).

Generación del gas de vertedero y composición de lixiviados

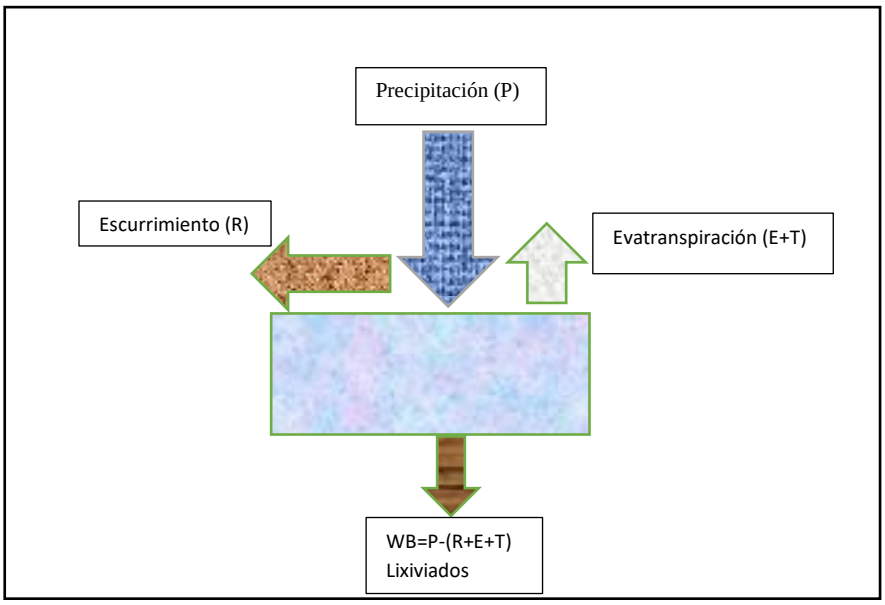

Figura 1-2 Balance de agua en un relleno sanitario.

Fuente: (Hickman, 1999).

2.6 Características de lixiviados

La composición de un lixiviado está determinada por las concentraciones elevadas de materia orgánica ya sea biodegradable o refractaria, nitrógeno, sales orgánicas e inorgánicas, metales pesados y otras sustancias químicas diluidas, variando con la edad del vertedero (Steiner & Wiegel, 2008).

Los lixiviados tienen un alto poder contaminante, comprenden una serie de características contaminantes principales, es decir, alto contenido de materia orgánica, alto contenido de nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógenos y sustancias tóxicas, como metales pesados y constituyentes orgánicos (Reyes, Ramirez , Lazaro, Carreon, & Martin, 2008). Según El Fadel (2002) Las características físico-químicas de un lixiviado dependen de una serie de factores tales como:

- La antigüedad y forma de explotación del vertedero.
- La naturaleza y la cantidad de los residuos almacenados.
- La climatología del lugar o la época del año considerada.

Los lixiviados de vertederos jóvenes se pueden diferencia de vertederos antiguos porque son mucho más contaminantes debido a que con el transcurso del tiempo el pH cambia de ácido a neutro ligeramente. El fluido al cual son lixiviados los contaminantes se

denomina lixiviante, tiempo después de que éste se haya contaminado se denomina lixiviado. La facultad de un material estabilizado para lixiviar contaminantes es conocida como lixiviabilidad. Al recorrer, los contaminantes de la muestra pasan de la masa estabilizada al lixiviante pudiendo disolverse, ser lavados de la superficie del material estabilizado o difundirse desde la masa estabilizada al lixiviante, por lo que está sujeto a las propiedades físicas y químicas, tanto del material estabilizado como del lixiviante (Steiner & Wiegel, 2008).

2.7 Clasificación de los Lixiviados

Según Tchobanoglous et al. (1996) divide a los lixiviados por su grado de biodegradabilidad:

- Lixiviados biodegradables (DBO/DQO > 0.3)
- Lixiviados maduros (DBO/DQO 0.1 -- 0.3)
- Lixiviados estabilizados ((DBO/DQO < 0.1)

Aunque se los podría clasificar de otras maneras: teniendo en cuenta el tipo de residuos y su peligrosidad, y la edad del relleno, siendo ésta ultima la más útil ya que para determinar un tratamiento es necesario conocer si los lixiviados son jóvenes, de mediana edad o ya maduros. Los residuos jóvenes son más biodegradables que los maduros ya que estos por estar mayor tiempo enterrados se han estabilizado más.

Según el MAE (2015) en los literales menciona que:
5.2.4.6 En condiciones especiales de ausencia de estudios del cuerpo receptor, se utilizarán los valores de la TABLA 9 de limitaciones a las descargas a cuerpos de agua dulce, con el aval de la Autoridad Ambiental Competente. Las concentraciones corresponden a valores medios diarios.
5.2.4.7 Los lixiviados generados en los rellenos sanitarios cumplirán con las normas fijadas considerando el criterio de calidad de acuerdo con el uso del cuerpo receptor. Adicionalmente, los límites máximos permisibles para descarga de estos lixiviados a cuerpos de agua, se regirán conforme a la normativa ambiental emitida para el efecto.
La tabla 1-2, presenta los principales parámetros que se regulan en el AM-097-A, de los límites permisibles de descargas a cuerpo de agua dulce.

Tabla 1-2: Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce. Tabla 9 del acuerdo ministerial 097-A.

Parámetros	**Expresado como**	**Unidad**	**Límite máximo permisible**
Aceites y Grasas.	Sust. solubles en hexano	mg/L	30.0
Aluminio	Al	mg/L	5.0
Arsénico total	As	mg/L	0.1
Cadmio	Cd	mg/L	0.02
Cianuro total	CN"	mg/L	0.1
Cinc	Zn	mg/L	5.0
Cloruros	Cl	mg/L	1 000
Cobre	Cu	mg/L	1.0
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100 ml	2,000
Compuestos fenólicos	Fenol	mg/L	0.2
Cromo hexavalente	Cr6	mg/L	0.5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO5	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	200
Estaño	Sn	mg/L	5.0
Fluoruros	F	mg/L	5.0
Fósforo Total	P	mg/L	10.0
Hierro total	Fe	mg/L	10.0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/L	20.0
Manganeso total	Mn	mg/L	2.0
Mercurio total	Hg	mg/L	0.005
Níquel	Ni	mg/L	2.0
Nitrógeno amoniacal	N	mg/L	30.0
Nitrógeno Total Kjedahl	N	mg/L	50.0
Compuestos Organoclorados	Organoclorados totales	mg/L	0.05
Compuestos Organofosforados	Organofosforados totales	mg/L	0.1
Plomo	Pb	mg/L	0.2
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/L	130
Sólidos totales	ST	mg/L	1,600
Sulfatos	SO_4 ^{2}	mg/L	1,000
Sulfuros	S 2	mg/L	0.5
Temperatura	˚C		Condición natural ± 3

Fuente: (MAE, 2015).

La velocidad de degradación de los contaminantes en un relleno sanitario es propensa a ser afectada por muchos factores, tales como la temperatura, las condiciones geológicas, el clima local, los hábitos de vida de la población y el proceso de operación del relleno sanitario (Ziyang et al., 2009).

Tabla 2-2: Clasificación de lixiviados de vertederos.

Parámetros	Lixiviados jóvenes	Lixiviados de mediana edad	Lixiviados viejos o maduros
Tiempo, años	<10	5-10	> 10
Ph	6.5	6.5–7.5	> 7.5
DQO (mg/L)	> 10,000	5,000–10,000	<5,000
DBO_5 (mg/L)	10,000-20,000	-	50-100
TOC (mg/L)	9,000-15,000	-	100–1,000
DBO / DQO	> 0.5	0.1-0.5	<0.1
TOC / COD	<0.3	0.3–0.5	> 0.5
Biodegradabilidad	Alto	Medio	Bajo

Fuente: Adaptado de (Fernandes, Pacheco, Ciríaco, y Lopes, 2015; Ghosh, Thakur, y Kaushik, 2017; Pasalari, Farzadkia, Gholami, y Emamjomeh, 2019).

2.8 Tratamiento de lixiviados

Las clasificaciones de los tratamientos convencionales de lixiviados son: a) biológicos: aerobia y anaerobia, y b) métodos fisicoquímicos: Coagulación/ floculación, precipitación química, adsorción, filtración de membrana, intercambio iónico, extracción con aire, Oxidación química/procesos de oxidación avanzada, tratamiento electroquímico c) transferencia de lixiviados: recirculación y tratamiento combinado con aguas residuales. Las tecnologías biológicas se usan principalmente para la depuración de lixiviados jóvenes, mientras que los métodos fisicoquímicos son mayormente empleados en la depuración de lixiviados maduros.

2.9 Tratamientos Biológicos

2.9.1 Lagunas Aeróbicas

Son lagunas poco profundas de 1 a 1.5m de profundidad por lo tanto la luz solar llega hasta el fondo y permite que crezcan algas por medio de fotosíntesis y producen oxígeno para las bacterias aerobias, suelen tener tiempo de residencia elevada, 20-30 días (Romero R. J., 2010). Laguna de alta producción de biomasa. Se efectúa en presencia de oxígeno y se clasifican en aerobias y aireadas, según el método natural o mecánico.

Son consideradas como un método simple, eficaz y de bajo costo, se utilizan para el tratamiento in situ de los lixiviados de los vertederos en los que el tratamiento se produce mediante oxidación biológica (Mehmood, Adetutu, Nedwell & Ball, 2009).

2.9.2 Lodos activados aeróbicos

El lodo activado es la mezcla de microorganismos cultivados en un reactor, que pueden consumir materias orgánicas y transformarlas a través del metabolismo aeróbico, en parte en nueva biomasa microbiana y en parte en CO_2, agua y minerales (Luo et al., 2014). Los procesos de lodos activados se utilizan ampliamente para el tratamiento de aguas residuales municipales o para el co-tratamiento de lixiviados y aguas residuales.

2.9.3 Reactor de secuenciación por lotes (RSL)

RSL es un tipo de proceso de lodos activados capaz de tratar aguas residuales o lixiviados de vertederos mediante la oxidación y nitrificación concurrentes de carbono orgánico. En condiciones aeróbicas, los sistemas operativos generalmente contienen cuatro pasos: (1) alimentación; (2) aireación; (3) asentamiento; y (4) descarga (Liu, Wang, & Tay, 2005).

2.9.4 Contactores biológicos rotativos (CBR)

Puede ser una alternativa al proceso convencional de lodos activados, el CBR es un biorreactor de crecimiento adjunto y un ejemplo de tecnología de filtrado biológico. Una unidad de CBR consiste típicamente en una serie de discos grandes, planos o corrugados, muy espaciados, que se montan centralmente en un eje horizontal común y están parcial o completamente sumergidos en aguas residuales (Cortez, Teixeira, Oliveira, & Mota, 2008). El eje gira continuamente mediante un motor mecánico o un accionamiento de aire comprimido y se establece una biopelícula en toda la superficie del medio, que metaboliza los materiales orgánicos contenidos en las aguas residuales. En los procesos aeróbicos, la rotación de los medios promueve la transferencia de oxígeno y mantiene la biomasa en condiciones aeróbicas. La rotación también genera turbulencias en la superficie del licor mezclado y permite la eliminación del exceso de sólidos del medio (Patwardhan, 2003).

2.9.5 Filtros percoladores (FP)

Un filtro percolador, conocido como biofiltro percolador, biofiltro y filtro biológico, es un tipo de sistema de tratamiento de aguas residuales, que consiste en un lecho fijo de material granular sobre el cual las aguas residuales fluyen hacia abajo y hacen que crezca una capa de biopelícula que cubre el lecho del medio (Matthews, Winson, & Scullion, 2009).

2.9.6 Reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM)

El sistema RBLM consiste en un tanque de aireación (similar a un tanque de lodos activados) con transportadores de plástico especiales que proporcionan una superficie donde puede crecer una biopelícula. Los portadores se mezclan en el tanque mediante el sistema de aireación y por lo tanto tienen un buen contacto entre el sustrato en las aguas residuales afluentes y la biomasa en los portadores.

2.9.7 Reactor de biopelícula de lecho fluidizado (RBLF)

RBLF es un proceso de crecimiento adjunto, en el que los microbios se adhieren a medios fluidizados y forman una biopelícula en la superficie (Nelson et al., 2017). El biorreactor puede funcionar en un sistema de columna simple o doble, dependiendo del proceso de tratamiento que se esté llevando a cabo. La fluidización en la columna es causada por la recirculación de aguas residuales y / o por la corriente de aire, si el proceso incluye aireación (Bello, Abdul Raman, & Purushothaman, 2017).

*2.9.8 Biorreactor de membrana (BRM***)**

La tecnología de biorreactores de membrana, en inglés, Membrane Bio Reactor (MBR) se considera en gran medida la primera alternativa al proceso convencional de lodos activados (CLA)debido a la mayor calidad del efluente, compatible con los requisitos de reutilización del agua y el menor tamaño (Hoinkis et al., 2012). En los MBR, el principal requisito de energía proviene de la aireación, que se utiliza para el suministro de oxígeno y la limpieza de la membrana para evitar la formación de incrustaciones (Germain et al., 2007). La mejora del diseño de la aireación con una reducción del consumo de energía es de gran importancia para impulsar la aplicación generalizada de MBR (Xu et al., 2017).

En los sistemas BRM, las características de la biomasa pueden diferir significativamente del de las plantas CLA, incluida la viscosidad aparente más alta y el contenido de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), así como el tamaño de partícula más pequeño debido al efecto de desfloculación ejercido por la operación de filtración sobre lodos activados, flóculos de lodo etc. (Di Bella, Durante, Torregrossa, & Viviani, 2010). De manera similar, algunos parámetros operativos, incluido el tiempo de retención hidráulica (TRH), el tiempo de retención de sólidos (TRS), la relación entre alimentos y microorganismos (A/M), pueden ser significativos, ligeramente diferente a la de CLA (Bertanza et al., 2017).

El sistema BRM se compone esencialmente de dos partes principales: (1) la unidad biológica o un biorreactor responsable de la biodegradación de los compuestos de desecho; y (2) el módulo de membrana para la separación del agua tratada de biosólidos o microorganismos (Alvarez-Vazquez, Jefferson, & Judd, 2004). Según estudios previos, el biorreactor de membrana se puede dividir en membrana sumergida y membrana externa, dependiendo del posicionamiento de la membrana con respecto al sector orgánico (Xue et al., 2015).

2.9.9 Tratamiento de hongos y fitorremediación

El tratamiento de lixiviados que involucra hongos y sus enzimas extracelulares es beneficioso durante todo el ciclo de vida de los rellenos sanitarios, ya que proporciona una fácil degradación de las materias orgánicas no estabilizadas (por ejemplo, celulosa, hemicelulosa y lignina) que se producen en el lixiviado joven de los rellenos sanitarios, y la degradación de los materiales orgánicos refractarios estables. materias (por ejemplo, ácidos húmicos y fúlvicos) que aparecen en el lixiviado de vertederos maduros (Ghosh, Thakur, & Kaushik, 2017).

Por su parte, los sistemas de fitorremediación son capaces de utilizar el potencial del sistema suelo-planta natural o gestionado activamente para desintoxicar, degradar e inactivar elementos potencialmente tóxicos en el lixiviado (Lavagnolo, Malagoli, Garbo, Pivato, & Cossu, 2016). La fitorremediación es una Biotecnología de limpieza ambiental creciente y ampliamente empleada basada en la volatilización, estabilización, degradación o extracción de contaminantes por la vegetación y sus microorganismos (Zhou et al., 2019). El proceso de fitorremediación es impulsado por energía solar y puede

proporcionar paisajes ecológicos para áreas rehabilitadas, lo que también tiene valor estético en el tratamiento de contaminantes (Markou, Wang, Ye, & Unc, 2018).

2.9.10 Humedales de flujo subsuperficial (HFSS)

Los humedales están impermeabilizados por una geo membrana que disponen de una zona de entrada y salida, se coloca arena o grava en el cual se siembran plantas emergentes. Al igual que el Humedal superficial las aguas que ingresan a este proceso son pretratadas (Sandoval, 2014). Las especies que se utilizan en estos sistemas cumplen un papel clave en la eficiencia del humedal, debido a que disminuye la carga contaminante mediante procesos de fito extracción, fito estabilización, transpiración y rizofiltración. Aunque se debe tomar en cuenta la capacidad de adaptación de la especie en un medio altamente contaminado, generalmente se recomienda utilizar una especie nativa para evitar inconvenientes (Mosquera & Borrero, 2012).

2.9.11 Digestión anaeróbica (DA)

La DA es una colección de procesos mediante los cuales los microorganismos descomponen los materiales biodegradables en ausencia de oxígeno y se usa ampliamente como fuente de energía renovable al producir biogás (metano, dióxido de carbono y trazas de otros gases).

2.9.12 Filtro anaeróbico (FA)

FA es un reactor biológico de lecho fijo con una o más cámaras de filtración en serie. A medida que las aguas residuales fluyen a través del filtro, las partículas quedan atrapadas y la materia orgánica se degrada por la biomasa activa que se adhiere a la superficie del material del filtro. El FA normalmente se opera en modo de flujo ascendente, ya que existe menos riesgo de que la biomasa fija se elimine por lavado. La TRH (Tiempo de Retención Hidráulica) es el parámetro de diseño más importante que afecta el rendimiento del filtro y se recomienda una TRH de 12 a 36 h.

2.9.13 Reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB)

El proceso UASB es un moderno tratamiento anaeróbico que forma una capa de lodo granular que se suspende en el tanque. Las aguas residuales fluyen hacia arriba a través

del manto y son procesadas por microorganismos anaeróbicos, que pueden convertir contaminantes orgánicos en biogás.

2.9.14 Reactor Biológico de Membrana Anaeróbico Sumergido(RBMAS)

El RBM es un biorreactor anaeróbico acoplado con filtración por membrana. Tiene la capacidad de producir efluentes de calidad similar a los generados durante el tratamiento aeróbico, mientras recupera energía y produce sustancialmente menos residuos. La mayoría de los estudios a escala de laboratorio y piloto indicaron un rendimiento de tratamiento adecuado en tiempo de retención hidráulica (TRH) comparable a los utilizados en el tratamiento aeróbico ya bajas temperaturas (Smith, Stadler, Love, Skerlos, & Raskin, 2012).

2.9.15 Oxidación anaeróbica de amonio (Anammox)

Anammox, un método de eliminación de nitrógeno autótrofo, utiliza amonio como donante de electrones y nitrito como aceptor de electrones para lograr la eliminación de nitrógeno (Gao et al., 2015). En comparación con la nitrificación / desnitrificación convencional en sistemas de lodos activados, Anammox elimina la necesidad de una fuente de carbono orgánico para la nitrificación, reduce la demanda de energía para la aireación y tiene una menor producción de lodo en exceso y menores emisiones de CO_2 (Zhang et al., 2017).

2.9.16 Tanque Séptico

El tanque séptico consiste en uno o varios compartimientos en serie dónde las aguas servidas, después de un periodo de residencia, sedimentan sus lodos. Para lograr una sedimentación efectiva y un período de desenlodado apropiado, el tiempo de residencia recomendado es de uno a tres días. Este proceso permite la digestión anaeróbica, utilizando una gran parte de partículas sólidas, mientras otra parte se sedimentan, haciéndose necesaria la remoción de los sedimentos en forma periódica (Ocampo , Silva , & Carrera, 2014).

2.10 Tratamiento físico-químicos

2.10.1 Coagulación-floculación

La coagulación-floculación es una técnica de tratamiento químico del agua que se aplica típicamente para mejorar la capacidad de un proceso de tratamiento para eliminar partículas. Esta técnica consta de los siguientes pasos: (1) el uso de reactivos químicos para desestabilizar y aumentar el tamaño de las partículas; y (2) una separación física de los sólidos de la fase líquida. Como uno de los métodos de tratamiento más antiguos en los lixiviados de vertederos, la coagulación-floculación es un enfoque relativamente simple y rentable para eliminar sólidos coloidales no sedimentables como tensioactivos, metales pesados, ácidos grasos y ácidos húmicos (Ren, Xu, Xiao, Chen, & Song, 2019; Torretta et al., 2017).

El proceso de coagulación-floculación siempre se combina con otros métodos químicos para el tratamiento de lixiviados de vertederos estabilizados o maduros (Ishak, Hamid, Mohamad, & Tay, 2018). Sin embargo, esta técnica presenta algunas desventajas: (1) la sensibilidad al pH; (2) la generación de lodos; y (3) un aumento en la concentración de aluminio o hierro en fase líquida.

2.10.2 Precipitación química

La precipitación química se aplica ampliamente en la eliminación de compuestos orgánicos no biodegradables, amoníaco y metales pesados de los lixiviados de vertederos debido a su capacidad, simplicidad y costo de capital económico (Gao et al., 2015). Durante la precipitación química, los iones disueltos en la solución se convierten en una fase sólida insoluble a través de reacciones químicas, y los precipitados formados se pueden separar por sedimentación o filtración (Kurniawan, Lo, & Chan, 2006; Wu, Zou, Liang, Qian, & He, 2018).

2.10.3 Adsorción

La adsorción consiste en la transferencia de masa mediante el cual una sustancia se transfiere de la fase líquida a la superficie de un sólido a través del intercambio físico y /

o químico. En comparación con otros métodos de tratamiento, la adsorción es una técnica ampliamente empleada para la eliminación de compuestos orgánicos recalcitrantes y metales pesados de los lixiviados de los vertederos (Rodríguez, Castrillón, Marañón, Sastre, & Fernández , 2004). El adsorbente utilizado con más frecuencia es el carbón activado granular (CAG) o el carbón activado en polvo (CAP) debido a su gran área de superficie, estructura de poros controlable, baja reactividad ácido / base y alta eficiencia de eliminación para una amplia variedad de contaminantes orgánicos e inorgánicos en Lixiviados de vertederos (Deng, Jung, Zhao, Torrens, & Wu, 2018).

2.10.4 Filtración de membrana

Una membrana se define como un material que crea una barrera delgada capaz de resistir selectivamente el movimiento de diferentes constituyentes de un fluido y por lo tanto afectar la separación de los constituyentes. Las técnicas de filtración por membranas para el tratamiento de lixiviados de vertederos incluyen principalmente: (1) microfiltración (MF); (2) ultrafiltración (UF); (3) nanofiltración (NF); y (4) ósmosis inversa (OI) (Gao et al., 2015). El MF no es adecuado para usarse solo, pero se recomienda su uso como proceso de pretratamiento con otros procesos de membrana (es decir, UF, NF y OI) o en combinación con otras tecnologías de tratamiento para eliminar materias en suspensión y coloides de los lixiviados (Moravia, Amaral, & Lange, 2013).

2.10.4.1 Microfiltración (MF). En la MF resulta ser interesante que se requiera de un tratamiento eficiente para eliminar coloides y la materia en suspensión, por ejemplo, en el pretratamiento para otros procesos de membranas o en asociación con tratamientos químicos, pero no se puede usar solo. Piatkiewicz, Biemacka, & Suchecka (2001) en un estudio en Polonia, informó el uso de MF como etapa de pre filtración donde no se logró una tasa de retención significativa (reducción de DQO entre el 25% y el 35%).

2.10.4.2 Ultrafiltración (UF). Según Syzdek, Ahlert (1984) sugirieron que la UF podría resultar eficaz como proceso de pretratamiento para la ósmosis inversa (OI). El UF se puede utilizar para eliminar los componentes de mayor peso molecular del lixiviado que tienden a ensuciar las membranas de ósmosis inversa. Chen Q , Yang F (2012) investigaron las mejores condiciones de funcionamiento y la calidad del efluente del sistema de membranas para el tratamiento del drenaje de lixiviados de Reactor Biológico Secuencial (RBS) mediante un proceso de membrana de ultrafiltración sumergida en un equipo piloto. En la condición de microscopia de fuerza eléctrica (EFM) limpieza de

ácido clorhídrico y el mejor funcionamiento existente, el funcionamiento del sistema de membranas fue estable. La presión transmembrana (PTM) fue inferior a 0,025 MPa. En sistemas de membranas para DQO y NH_3^- la eliminación de N fue eficaz y el índice de densidad de limo (IDL) era menor de 1, lo que permitió una reducción de la contaminación del siguiente proceso.

2.10.4.3 Nanofiltración (NF). Según Linde, Jönsson , & Wimmerstedt (1995) la NF se utilizó para tratar un lixiviado de vertedero con un contenido de sal extremadamente alto de una celda de desechos que contenía principalmente cenizas debido a la buena separación de cationes . La mayoría de los metales pesados, que son cationes multivalentes, son rechazados mientras que los cationes monovalentes , que son sustancias bastante inofensivas, atraviesan la membrana. Se encontró que la retención de, por ejemplo, cadmio , zinc, plomo y cromo era superior al 70%, mientras que la retención de potasio y sodio era inferior al 10%.

2.10.4.4 Osmosis inversa (OI). Esta tecnología es empleada para la remoción de elevadas concentraciones de sólidos disueltos. La función principalmente de la OI es la de "filtrar" los sólidos disueltos en el agua forzando a esta a pasar a través de una membrana semipermeable ejerciendo una fuerza que excede la presión osmótica de los componentes disueltos en la solución (Droster, 1997).

2.10.5 Intercambio iónico

El IO es capaz de producir un intercambio reversible de iones entre las fases sólida y líquida, idóneo en la eliminación eficaz de los iones metálicos y Materia Orgánica Disuelta (MOD) del agua y las aguas residuales. Se puede obtener resultados con resinas de intercambio iónico o materiales poliméricos sintéticos, que se unen mediante enlaces covalentes con grupos funcionales activos (Torretta et al., 2017).

2.10.6 Extracción de aire

La extracción por aire es el proceso de hacer pasar un gran volumen de aire a través del lixiviado, con el fin de promover la transferencia de masa de algunas sustancias indeseables de la fase líquida a la fase gaseosa (Yuan, Chen, Tsai, & Chang, 2016). La extracción por aire se puede utilizar para eliminar metano, amonio y compuestos orgánicos volátiles (COV) en los lixiviados. Como alternativa a la nitrificación biológica,

el decapado con amonio es el tratamiento más utilizado para la eliminación de NH_4^+ -N de los lixiviados de vertederos debido a su eficacia.

2.10.7 Oxidación química/procesos de oxidación avanzada (POA)

La oxidación química para el tratamiento de lixiviados utiliza principalmente sustancias químicas, por ejemplo, cloro, ozono, permanganato de potasio e hidrocloruro de calcio para eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos específicos, como sustancias orgánicas solubles, no biodegradables y / o tóxicas presentes en los lixiviados. En los últimos años, los procesos de oxidación avanzados (POA) para el tratamiento de lixiviados han atraído un interés creciente (Jung, Deng, Zhao, & Torrens, 2017; Oulego, Collado, Laca, & Díaz, 2016).

Entre varios POA, la oxidación de Fenton (Fe^{2+}/ H_2O_2) ha sido ampliamente adoptada y se considera como uno de los métodos más efectivos (Hermosilla, Cortijo, & Huang, 2009). El tratamiento Fenton exhibe una cinética notablemente más rápida en comparación con el tratamiento biológico, y logra una eficiencia de eliminación de compuestos orgánicos de los lixiviados considerablemente mayor en comparación con otras tecnologías físico-químicas (por ejemplo, coagulación y adsorción de carbón activado) (Deng & Englehardt, 2006).

2.10.8 Tratamiento electroquímico

Los métodos electroquímicos se basan en la transferencia de electrones entre los electrodos y la solución electrolítica, mediante la aplicación de un campo eléctrico entre el ánodo y el cátodo en una celda electroquímica (Labiadh et al., 2016). Las tecnologías electroquímicas han atraído una gran atención, principalmente por su versatilidad, facilidad de operación, facilidad de automatización y compatibilidad ambiental (Moreira et al., 2015). Entre las tecnologías electroquímicas, las más estudiadas para el tratamiento de los lixiviados de los rellenos sanitarios son la electrocoagulación, el electro-Fenton y la oxidación electroquímica, que pueden eliminar eficazmente dos contaminantes importantes presentes en los lixiviados de los rellenos sanitarios: (1) materia orgánica; y (2) nitrógeno amoniacal (Zhang et al., 2014).

2.10.8.1 Electro-Fenton. Son eficientes y rentables para el tratamiento de lixiviados de vertederos (Wang et al., 2019). La oxidación electroquímica proporciona un método

simple y factible para el tratamiento de los lixiviados de vertederos, que ofrece altas eficiencias sin el problema de la producción de lodos como ocurre en la electrocoagulación (Fernandes, Santos, Pacheco, Ciríaco, & Lopes, 2016).

2.10.8.2 Oxidación Electroquímica (OE). Es un proceso basado en la electrólisis de efluentes y, en su forma más simple, consiste en la oxidación de contaminantes en una celda electrolítica, la cual está formada por dos electrodos conectados por un circuito externo, de manera que puedan tener lugar reacciones electroquímicas. La oxidación electroquímica de contaminantes orgánicos se puede realizar mediante oxidación directa e indirecta (Martìnez & Brillas, 2009). Esta tecnología no implica ningún peligro asociado con el transporte de productos químicos ni problemas de eliminación de lodos. Entre todas las ventajas asociadas con la oxidación electroquímica (OE), la ausencia de producción de lodos, la descomposición de compuestos orgánicos de alto peso molecular en compuestos de bajo peso molecular y la mineralización completa de compuestos orgánicos son probablemente los beneficios más significativos. Se ha observado que la oxidación electroquímica también es eficiente para la remoción de amonio (Cabeza , Urtiaga , Rivero , & Ortiz, 2007).

2.10.9 Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA)

El FAFA está constituido por un tanque, relleno con un medio sólido usado como soporte para el crecimiento biológico anaerobio El agua residual es puesta en contacto con el crecimiento bacterial anaerobio adherido al medio y como las bacterias son retenidas sobre el medio y no salen en el efluente, es posible obtener tiempos de retención celular del orden de cien días con tiempos de retención hidráulica cortos. El proceso no utiliza recirculación ni calentamiento y produce una cantidad mínima de lodo. El filtro anaerobio usa como medio de soporte de crecimiento piedras, anillos de plástico o bioanillos plásticos, colocados al azar. La mayor parte de la biomasa se acumula en los vacíos intersticiales existentes en el medio. Debido a que el medio permanece sumergido en el agua residual, existe una alta concentración de biomasa. El proceso funciona correctamente a bajas temperaturas, pero para lograr un óptimo funcionamiento las temperaturas deben ser mayores a 25°C. La alcalinidad del residuo debe ser la suficiente para mantener un pH mayor a 6,5 en la zona de lodos. Los FAFA son poco sensibles a las variaciones de carga hidráulica y a la operación discontinua, pues el medio retiene los sólidos y la biomasa formada en él (Romero J. A., 2004).

2.10.10 Fenton

Entre los tratamientos físico químicos con mayores perspectivas para los lixiviados se encuentran la oxidación Fenton, que consiste en la oxidación de la carga contaminante con una combinación de peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso (reactivo Fenton), generalmente a presión atmosférica y temperatura entre 20 °C y 40 °C. Las condiciones apropiadas del reactivo Fenton se producen a valores ácidos de pH y con ellas se pueden obtener resultados satisfactorios en cuanto a porcentajes de remoción de los contaminantes orgánicos. Este tratamiento engloba: una variación estructural de los compuestos orgánicos que facilitan la aplicación de un tratamiento biológico posterior, lo que implica una disminución de la toxicidad del efluente, y/o una oxidación total de los compuestos orgánicos en sustancias inocuas que favorecen a una descarga segura del efluente sin requerir de un posterior tratamiento (Ménez, García, Castillo, & Sauri, 2010).

Dentro de las desventajas de este tratamiento esta que son pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo, entre ellos la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y los compuestos organoclorados. En cuanto a las ventajas se puede decir que es un buen oxidante de herbicidas y otros contaminantes de suelos, tales como hexadecano o Dieldrin. Puede decolorar agua residual con distintos tipos de colorantes y otros residuos industriales, disminuyendo su DQO. Se ha aplicado el reactivo de Fenton en agua residual municipal y subterránea, y en el tratamiento de lixiviado (Martinez et al., 2014).

2.11 Tratamientos combinados

Se ha demostrado que la combinación de dos o más tecnologías de tratamiento es más eficiente y eficaz que el tratamiento individual para los lixiviados de vertederos (Chen, Zhang, Gu, & Li, 2018; Del Moro et al., 2016; Silva et al., 2013). Esto puede atribuirse a que un tratamiento de dos o tres pasos es capaz de sinergizar las ventajas de los tratamientos individuales, superando sus respectivas limitaciones (Barbosa Segundo et al, 2019; Cui et al., 2018). Es bien sabido que (1) eficiencias de tratamiento; (2) costo del sistema de tratamiento; y (3) los impactos ambientales del sistema de tratamiento son los tres criterios principales que deben considerarse para recomendar una tecnología de tratamiento sostenible o una combinación de tecnologías de tratamiento para los lixiviados de los rellenos sanitarios.

2.11.1 Combinación de dos o más tratamientos físico-químicos

Estas incluyen tecnologías físico-químicas combinadas un proceso de coagulación-floculación seguido de una fotooxidación Fenton para tratar un lixiviado de relleno sanitario maduro, los estudios mostraron que las eficiencias globales de eliminación después del tratamiento combinado fueron del 56%.

2.11.2 Combinación de dos o más tratamientos biológicos

En este caso pueden ser combinaciones de aeróbicos/anaeróbicos, como por ejemplo un digestor anaeróbico y un sistema de lodos activados. El sistema combinado podría reducir la DQO del lixiviado en un 94% (Kheradmand, Karimi-Jashni, & Sartaj, 2010). Otros estudios han empleado sistemas con humedales artificiales (HA) e irrigación de pastos y sauces como fitorremediación (Justin & Zupančič, 2009).

2.11.3Combinación de tratamientos físico-químicos y biológicos

La combinación de tratamientos es considerada por algunos estudios anteriores como lo más eficaz y adecuado para tratar los lixiviados en diferentes áreas y para concentraciones diferentes de contaminantes por lixiviados (Torretta et al., 2017). Los tratamientos convencionales no son suficientes para obtener un alto rendimiento en la eliminación de contaminantes porque no existe una forma flexible y universal de tratar los lixiviados de los vertederos; estos deben analizar por cada caso específico (Bove et al., 2015), puesto que existen muchos criterios que influyen como se ha mencionado anteriormente, tales como la edad del lixiviado, la estación, las condiciones climáticas, los criterios de regulación y la concentración de contaminantes, las plantas de tratamiento de lixiviados se ven obligadas a integrar etapas químico-físicas y biológicas (Wiszniowski, Robert, Surmacz-Gorska, Miksch, & Weber, 2006), que mejoran los inconvenientes y contribuyen a una mayor eficiencia del tratamiento (Abbas, Jingsong, Ping, Ya, & Al-Rekabi, 2009).

2.12 Transferencia de lixiviados

2.12.1 Recirculación

La recirculación tiene como finalidad principal controlar la libre dispersión de estos lixiviados. Durante la recirculación de lixiviados, son retornados al relleno por reinfiltración dentro de los residuos dispuestos. Este tratamiento requiere de un control ya que los lixiviados están continuamente fluyendo a través del relleno, tratándose por medio de procesos biológicos, precipitación y adsorción. La aplicación de estos procesos facilita y aumenta el contenido de humedad en los rellenos sanitarios, el cual incrementa la actividad de degradación biológica en los residuos, la estabilidad biológica y la tasa de recuperación del metano producido en el relleno sanitario (Salazar & Saavedra, 2009).

Una ventaja adicional del reciclaje de los lixiviados es la recuperación del gas de vertedero que contiene CH_4. Generalmente la tasa de producción del gas es mayor en procesos para la recirculación de lixiviado. Para prevenir la emisión incontrolada, se debería equipar el vertedero con un sistema de recolección del gas. Posteriormente será necesario recoger, tratar y evacuar el lixiviado residual. En vertederos grandes, quizás será necesario adecuar instalaciones de almacenamiento de los lixiviados (Tchobanoglous et al., 1996). Sin embargo, Renou et al. (2008) manifiesta que la recirculación de los lixiviados puede tener efectos negativos ya que al recircular grandes cantidades presentan efectos de saturación, encharcamientos y condiciones ácidas. La saturación puede impedir la libre circulación de los gases de vertedero, lo que genera un aumento en la presión interna del vertedero convirtiéndolo en operaciones inseguras.

2.12.2 Evaporación de lixiviados

Es un proceso que usa la energía que se tiene en el biogás del relleno sanitario para evaporar el lixiviado por procesos de calentamiento. 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 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. Esta es tal vez la principal ventaja que se tiene con la tecnología de la evaporación y que no se logra con ninguno de las otras alternativas de una manera simultánea como en este caso (Giraldo, 2002).

2.12.3 Coagulación/floculación/sedimentación

La etapa de coagulación consiste en la desestabilización química de las partículas y el transporte físico de las partículas desestabilizadas lo que desencadena la colisión de partículas formando agregados de mayor llamados flóculos. Las partículas presentes en el agua son removidas normalmente a través de una serie de procesos que consisten en coagulación/floculación, sedimentación y filtración. Cuya finalidad es remover la mayor cantidad de sólidos por medio de la decantación y ser separados a través del proceso de filtrado como un proceso de purificación.

2.13 Criterios técnicos económicos

Las depuraciones de lixiviados a través de los distintos sistemas de tratamiento convencionales involucran un alto costo, tanto en construcción, como en operación (procesos aeróbicos 20$/ m^3, osmosis inversa 10$/$m^3$, procesos biológicos 45$/m^3). A pesar de esto, en muchos casos los porcentajes de remoción de contaminantes son deficientes, por este motivo se han diseñado métodos alternativos de depuración, de bajo costo y alta eficiencia como son los humedales artificiales, la electrocoagulación y la adsorción con carbón activado (Giraldo, 2001).

Tabla 3-2: Coste y consumo energético de diversas combinaciones de tratamientos de lixiviados.

Combinación de Tratamientos	**Coste (US$/m^3)**
Procesos aeróbico con remoción de nitrógeno	20
Ósmosis inversa en dos etapas	7 – 10
Proceso Biológico + Carbón Activado + Precipitación	35 – 40
Proceso biológico + Ósmosis Inversa + Evaporación del Concentrado	35 – 40
Evaporación	5
Humedales	1
Consumo energético (kwh/m^3)	
Ósmosis Inversa – Nanofiltración	8.5
Evaporación al vacío	12

Fuente: (Giraldo, 2001).

CAPITULO 3
METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN

En este estudio se utilizó un enfoque cualitativo, exploratorio y descriptivo, basado en la revisión de documentos como artículos científicos, normativas, estadísticas de la disposición final de los residuos sólidos en Ecuador, los lixiviados y tipo de tratamientos aplicables, para identificar las potenciales tecnologías y perspectivas en el tratamiento de lixiviados en el Ecuador. Para ello se siguió los siguientes procedimientos, por cada etapa del proyecto:

Recopilación de información sobre la gestión de residuos sólidos, disposición final, calidad y composición de lixiviados a nivel nacional: En esta primera parte del estudio, se realizó un análisis del comportamiento de la disposición final de RSU y los lixiviados en Ecuador, en los últimos años, según las estadísticas disponibles en Instituto Nacional de estadísticas y Censos (INEC), Ministerio del Ambiente (MAE), Asociación de Municipalidades del Ecuador (AME), Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA) y otros documentos publicados. Se recopiló los estudios desarrollados a nivel nacional, sobre la gestión y tratamiento de lixiviados. Tomando en cuenta los principales parámetros que han intervenido para la estimación de los límites permisibles de calidad que deben contener los lixiviados, para poder ser descargados a un cuerpo receptor de agua dulce según la normativa ecuatoriana, estos serían los siguientes:

Tabla 1-3: Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce. Tabla 9 del acuerdo ministerial 097-A.

Parámetros	**Expresado como**	**Unidad**	**Límite máximo permisible**
Cadmio	Cd	mg/L	0.02
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100 ml	2,000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO5	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	200
Fósforo Total	P	mg/L	10.0
Nitrógeno amoniacal	N	mg/L	30.0
Nitrógeno Total Kjedahl	N	mg/L	50.0
Plomo	Pb	mg/L	0.2
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/L	130
Sólidos totales	ST	mg/L	1,600
Sulfatos	SO_4^{2}	mg/L	1,000

Fuente: (MAE, 2015).

Revisión de los tratamientos físicos, fisicoquímicos, biológicos, y combinados que se emplean para lixiviados de rellenos sanitarios: Para realizar esta sección del proyecto se revisó artículos científicos, conferencias, capítulos de libros, de diferentes bases de datos científicas de editoriales académicas de gran prestigio a nivel mundial como: ScienceDirect, Taylor and Francis, Springer, y Wiley Online Library. En este caso, se definió términos de búsqueda con palabras claves relacionadas con el tema de manera independiente que incluirán "Landfill, leachate, treatment", en español "Relleno sanitario, lixiviado, tratamiento", con la finalidad de identificar documentos con criterios de tratamientos físicos, tratamientos fisicoquímicos, tratamientos biológicos, tratamientos combinados. Se priorizó los estudios desarrollados en países en vías de desarrollo, y de los últimos 5 años. Se agruparon las ventajas, inconvenientes y eficiencia de remoción de las diferentes fracciones que componen los lixiviados.

Determinación de las potenciales tecnologías y perspectivas de tratamiento de los lixiviados en Ecuador: A partir de los artículos encontrados sobre los tratamientos aplicables a lixiviados, se realizó comparaciones entre los mismos y se contrastó con los resultados de la disposición final, calidad y composición de lixiviados a nivel nacional, tratados en el primer objetivo. Adicionalmente, en esta parte se discutió sobre los procesos de tratamiento sostenible de lixiviados y se analizaron diferentes criterios técnicos, económicos, ambientales, empleados para definir y seleccionar tecnologías que puedan

ser aplicables en el contexto ecuatoriano. Este aspecto permitió discutir sobre los criterios regulatorios y futuras políticas nacionales relacionadas con la gestión y tratamiento de lixiviados. Un resumen de los pasos o etapas para realizar el trabajo se muestran en la figura 1-3.

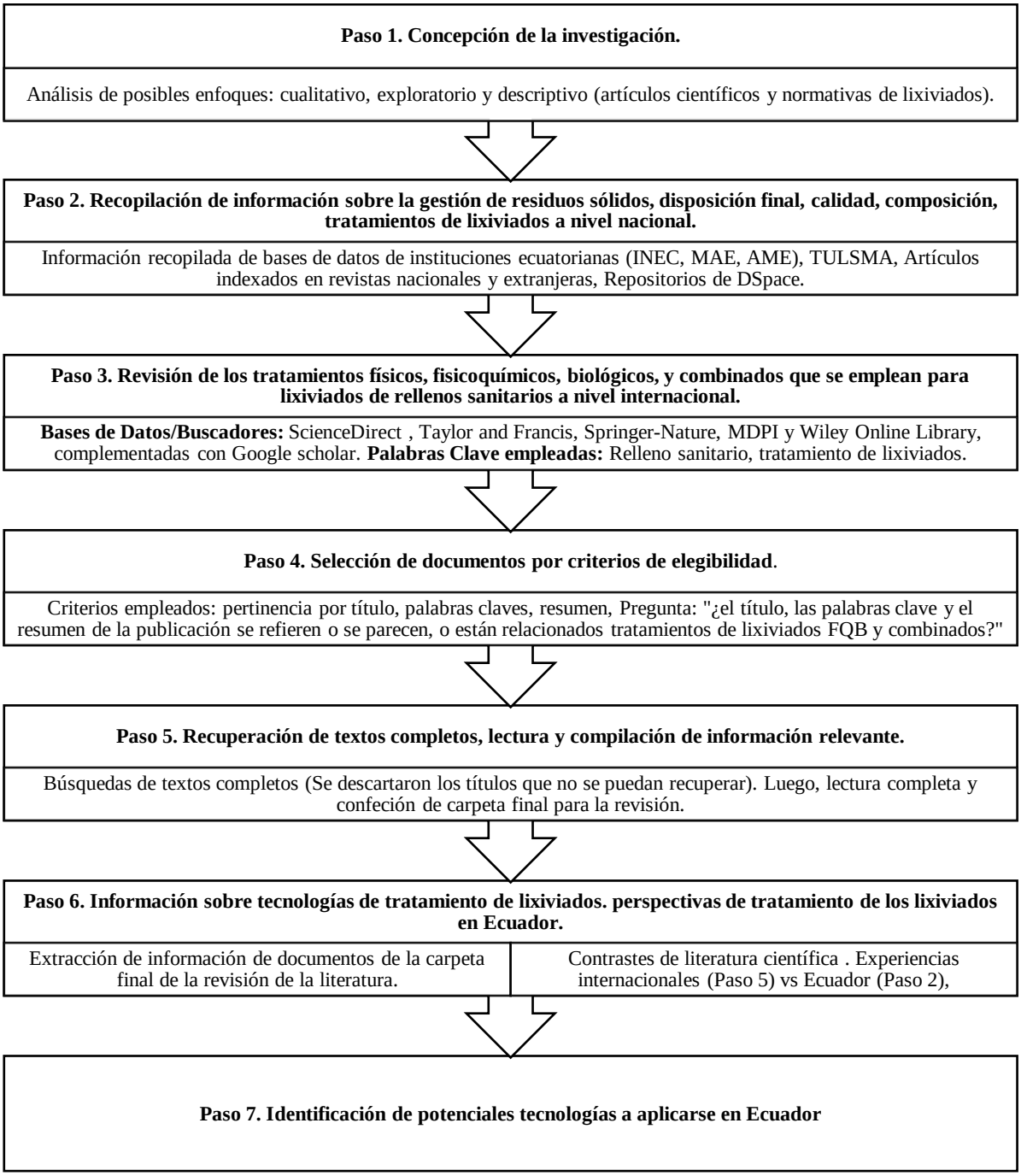

Figura 1-3 Pasos o etapas para la realización del análisis de tecnologías de lixiviados aplicables a Ecuador.

CAPÍTULO 4

ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Recuperación de información de la gestión de residuos sólidos relacionada con la disposición final, calidad y composición de lixiviados en Ecuador.

4.1.1 Gestión de residuos sólidos urbanos generados en el Ecuador.

El manejo de residuos sólidos es un problema global que enfrentan sobre todo las principales ciudades. El cual, está dado por factores como: el crecimiento poblacional, el asentamiento excesivo de la población en las áreas urbanas, el desarrollo poco efectivo de los sectores industriales y/o comerciales, los cambios en los modelos de consumo y el aumento de la calidad de vida, entre otros, que han generado un aumento exponencial de residuos sólidos en ciudades y pueblos, así lo plantea (Sáez & Urdaneta, 2014).

4.1.2 Generación de lixiviados de vertedero

El lixiviado de relleno sanitario según Costa, Alfaia, & Campos (2019) se define como los efluentes líquidos generados por la percolación del agua de lluvia a través de residuos sólidos depositados en un relleno sanitario, así como la humedad presente en los residuos y los productos de degradación de los residuos La degradación de los desechos en los rellenos sanitarios, generalmente ocurre a través de varios procesos biológicos y químicos siguiendo cuatro vías: (1) fase aeróbica inicial; (2) fase acidogénica anaeróbica; (3) fase metanogénica; y (4) fase de estabilización (Mandal, Dubey, & Gupta, 2017).

La principales variables que inciden en la cantidad de lixiviados que se generan son: la precipitación, la lluvia, la evapotranspiración, la escorrentía superficial, la infiltración de agua subterránea y el grado de compactación dentro del relleno sanitario (Miao, Yang, Tao, & Peng, 2019). Existe una variedad de técnicas para controlar la entrada de agua al relleno sanitario y minimizar el volumen de lixiviados, estas incluyen revestimientos, capas impermeabilizantes y capas de cobertura (Costa, Alfaia, & Campos, 2019). Mientras que la calidad de los lixiviados de relleno sanitario se caracteriza generalmente por varios parámetros físico-químicos como pH, sólidos en suspensión (SS), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), amoniaco (NH_4^+ - N), nitrógeno total (NT), cloruro, fósforo, metales pesados y alcalinidad (Miao et al., 2019).

4.1.3 Composición de lixiviados

La composición de los lixiviados de los rellenos sanitarios es extremadamente heterogénea y variable, dependiendo de las etapas de evolución de los desechos (es decir, etapas aeróbicas, de ácido anaeróbico, metanogénicas y de estabilización) (Naveen, Mahapatra, Sitharam, Sivapullaiah, & Ramachandra, 2017). Según estudios anteriores, ya se han identificado aproximadamente 200 compuestos peligrosos en lixiviados de vertederos (Hamid, Li, & Grace, 2018).

Según Luo, Zeng, Cheng, He, & Pan (2020) los contaminantes lixiviados se dividen en cuatro grupos: (1) materia orgánica disuelta (por ejemplo, ácidos grasos volátiles y compuestos orgánicos más refractarios como ácidos húmicos y fúlvicos); (2) macrocomponentes inorgánicos que incluyen amoníaco (NH_4^+-N), sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), manganeso (Mn^{2+}), hierro (Fe^{2+}), cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e hidrogenocarbonato (HCO_3^-); (3) metales pesados como cromo ($Cr3^+$), níquel (Ni^{2+}), cobre (Cu^{2+}), zinc (Zn^{2+}), cadmio (Cd^{2+}), mercurio (Hg^{2+}) y plomo (Pb^{2+}) ; y (4) compuestos orgánicos xenobióticos (p Ej., hidrocarburos aromáticos, fenoles, alifáticos clorados, pesticidas y plastificantes). Las concentraciones de metales pesados varían de < 0.01 mg/kg (p Ej., Hg y Pb) a > 1.0 × 104 mg/kg (p Ej., Cu y Zn). Los compuestos orgánicos xenobióticos tienen concentraciones relativamente bajas (generalmente <1 mg/L de compuesto individual) en los lixiviados.

4.1.4 Factores que afectan las características del lixiviado

Las características del lixiviado de los vertederos municipales pueden verse afectadas por muchos factores, como la edad del vertedero, el tipo y la composición de los desechos (Moody & Townsend, 2017). La hidrogeología del sitio, la variación climática estacional, la dilución por lluvia, la precipitación y el grado de descomposición dentro del vertedero **(**Mandal et al., 2017; Renou S. , Givaudan, Poulain, Dirassouyan, & Moulin, 2008)**.** Entre ellos, la edad del vertedero es un factor determinante que controla la composición del lixiviado porque varios parámetros cambian drásticamente a medida que el vertedero se estabiliza (Kulikowska & Klimiuk, 2008).

A medida que aumenta la edad del vertedero, los parámetros del lixiviado (por ejemplo, pH, DBO, DQO y relación DBO/DQO) cambian significativamente (Fernandes, Pacheco, Ciríaco, & Lopes, 2015). Por ejemplo, las concentraciones de DBO y DQO disminuyen

con el aumento de la edad del vertedero, probablemente debido a la degradación de los desechos orgánicos en los lixiviados (Torretta et al., 2017). Se cree que la mayoría de las materias orgánicas biodegradables (evaluadas por DBO) se descomponen en la etapa de estabilización, pero las materias orgánicas no biodegradables (contribuyen a la DQO) permanecen sin cambios en esta etapa. En consecuencia, la relación DBO/DQO (índice de biodegradabilidad) disminuye con el tiempo. En particular, altas concentraciones de DQO (> 10,000 mg/L) y las relaciones DBO/DQO (0.5-1) se observan en los lixiviados de vertederos jóvenes, mientras que las concentraciones de DQO por debajo de4000 mg/L y las relaciones DBO/DQO por debajo de 0,1 se encuentran en los lixiviados de vertederos maduros (Fernandes, Pacheco, Ciríaco, & Lopes, 2015). En comparación, el valor del pH del lixiviado aumenta con la edad (Deng & Englehardt, 2007) y las concentraciones de metales pesados muestran una tasa de disminución con la edad debido al pH más alto del lixiviado. Por el contrario, la concentración de nitrógeno amoniacal no muestra una tendencia decreciente obvia con el tiempo, excepto por efectos de dilución (Fernandes, Pacheco, Ciríaco, & Lopes, 2015). La composición de los lixiviados no solo varía con la edad del vertedero, sino que también varía de un lugar a otro, lo que genera grandes fluctuaciones en los valores de los parámetros de caracterización representativos.

Tabla 1-4: Clasificación de indicadores de RSU generados en el Ecuador a nivel regional y provincial expresados en toneladas diarias.

Región y provincia	RS Generados diariamente (Año 2018)	Cantidad Total de Residuos Orgánicos Tratados	Cantidad Total de RS Inorgánicos reciclados	SubTotal Rec+Rec	RS totales en disposición final
Nacional	12’739.010	93,753	19,620	113,373	12’625,637
		Región			
Región Sierra	4’958,410	77,717	12,792	90,509	4’867,901
Región Costa	7’350,610	5,673	0,809	6,481	7’344,129
Región Amazónica	398,050	7,623	4,755	12,377	385,673
Región Insular	31,940	2,741	1,265	4,006	27,934
		Provincia			
Azuay	511,510	15,732	0,028	15,760	495,750
Bolívar	71,030	3,258	0,000	3,258	67,772
Cañar	122,990	12,984	0,007	12,991	109,999
Carchi	95,410	1,513	0,015	1,528	93,882
Cotopaxi	194,510	0,283	0,044	0,328	194,182
Chimborazo	207,080	4,229	0,461	4,690	202,390
El Oro	589,390	1,333	0,781	2,115	587,275
Esmeraldas	461,000	0,000	0,000	0,000	461,000
Guayas	4’350,930	3,291	0,027	3,318	4’347,612
Imbabura	266,840	24,495	0,303	24,798	242,042
Loja	252,200	9,650	1,975	11,625	240,575
Los Ríos	583,020	0,015	0,000	0,015	583,005
Manabí	1’067,270	1,033	0,000	1,033	1’066,237
Morona Santiago	25,530	1,674	0,269	1,944	23,586
Napo	69,400	0,674	0,118	0,792	68,608
Pastaza	57,770	1,645	0,206	1,852	55,918
Pichincha	2’504,490	5,202	8,997	14,199	2’490,291
Tungurahua	386,350	0,360	0,960	1,320	385,030
Zamora Chinchipe	38,330	2,275	2,896	5,171	33,159
Galápagos	31,940	2,741	1,265	4,006	27,934
Sucumbíos	108,170	1,354	1,265	2,620	105,550
Orellana	98,850	0,000	0,000	0,000	98,850
Santo Domingo	346,000	0,011	0,001	0,012	345,988
Santa Elena	299,000	0,000	0,000	0,000	299,000

Fuente: Compilado de Indicadores (AMEC-INEC, 2018).

Según los indicadores de la tabla 1-4 a nivel nacional, en el Ecuador la generación de residuos sólidos urbanos generados diariamente durante el año 2018 fue de 12’739,010 de los cuales 12’625,637 de los RS totales llegaron a una disposición final. En cuanto a la generación diaria a nivel regional en el país, la región costa es la que encabeza la lista con 7’350,610 considerando que este número se debe a que la tasa poblacional demográfica es superior a las demás regiones. Por lo tanto, considerando este factor los indicadores muestran que la provincia de Guayas se posiciona como la primera provincia en generar diariamente 4’350,930 de residuos sólidos, siendo esta también una provincia donde el total de RS inorgánicos reciclados es muy bajo en comparación a lo que genera. Por otra parte, la provincia que menos genera residuos sólidos urbanos es la provincia de Morona Santiago.

Tabla 2-4: Descripción de los estudios de lixiviados compilados de la literatura en Ecuador.

	Provincia	Población servida hab	Precipitación, mm/año	Generación de residuos, ton/día	Composición	Caudal de lix, L/s	Referencia
San Miguel de Los Bancos	Pichincha	17,573	4,217.2	5	Org. =71.9 Inorg. =27.1 Otros=1.0	0.25	(Pesántes, Ruiz, Muñoz, & Aldás, 2018)
Inga/Quito	Pichincha	1’839,853	1,273	1,500	Org= 53.2 Inorg= 46.8	3.47	(Guevara, Guanoluisa, & de la Torre, 2014)
Loja	Loja	254,000	158	135	Org= 60 Inorg= 40		(Santin-Gusman, Moreno-Andrés, Cisneros-Abad, & Aguilar-Ramirez, 2015)
Baños de Agua Santa	Tungurahua	24,153	1,369	13.04	Org= 68.2 Inorg= 21.2 Otros= 10.6	0.01	(Pullugando, 2018)
Joya de los Sachas	Orellana	37,591	3,350	33	Org= 68.86 Inorg=31.14	1.2	(Moreira W. J., 2019)
Lago Agrio	Sucumbíos	59,412	3,729.3	40.4	Org= 52.99 Inorg=38.17 Otros= 1.59	1.15	(Dávila, 2013)
Puyo	Pastaza	45,500	3,500		Org= 45.92 Inorg=54.08	1.21	(Lopéz, 2016)
Santo Domingo Tsáchilas	Santo Domingo Tsáchilas	434,849	2,725	333	Org= 60.8 Inorg= 39.2	0.53	(Villafuerte, 2020)
Las iguanas/ Guayaquil	Guayas	2’644,849	1,400	2,885	Org= 68.96 Inorg= 31.04	6.95	(Quevedo Asanza, 2013)

La tabla 2-4 nos muestra los principales estudios que se han realizado en las diferentes ciudades del Ecuador, en donde se muestran los indicadores que interactúan directamente con la caracterización de los lixiviados en un relleno sanitario (población servida, precipitación, generación de residuos, composición, caudal). Algo que destacar es que si existe una mayor población existirá un aumento en la cantidad de residuos sólidos generados por la ciudad, por ende, el caudal de lixiviados se elevara en el relleno sanitario por ejemplo el caso de las provincias de Pichincha y Guayas en este último, en el relleno sanitario Las Iguanas que cuenta con una población de 2'644,849 y un caudal de 6.95 l/s con una precipitación promedio de 1,400 mm/año lo cual también es una característica que influye en el aumento o disminución de los lixiviados así como en su concentración, esto a diferencia de ciudades con poblaciones pequeñas como San Miguel de los Bancos en la Provincia de Pichincha donde su población es de 17,573 y cuenta con una precipitación elevada de 4,217.2.

Para la tabla 3-4 se ha tomado en cuenta los límites máximos permisibles de la Normativa Ecuatoriana considerando el criterio de calidad de acuerdo al uso del cuerpo receptor de los principales rellenos sanitarios reportados en la literatura del Ecuador, en donde se destacan parámetros que influyen en la composición del lixiviado (DBO5, DQO y NT) los cuales todos los rellenos deberían cumplir.

Tabla 3-4: Comparación de Normativa Ambiental con la composición de lixiviados sin tratar estudiados y reportados en la literatura en Ecuador.

Parámetros /Lugar	Valor del parámetro*									
	San Miguel de Los Bancos, Pichincha [a]	Quito [B]	Loja [C]	Baños de Agua Santa [D]	Joya de los Sachas [E]	Puyo[F]	Lago Agrio [G]	Santo Domingo Tsáchilas[H]	Guayaquil [I]	Límite máximo permisible
Cadmio				0.05	0.03				0.011	0.02
Coliformes Fecales		23	45,062 UFC			20,000 UFC	520			2,000
DBO_5	221.5	3,675	708	3,305	473.7	1,080	746.67	809.5	1,508.6	100
DQO	533	6,750	2,296	4,050	1,052.7	1,560	4,720.5	3,515	4,110	200
Fósforo Total	4.7			19	6.12		3.14		82.7	10.0
Nitrógeno amoniacal				32				642	1,139	30.0
Nitrógeno Total Kjedahl	76.88		1,274	2,875	686	710.98			2,112	50.0
Plomo		0.9		0.52	0.3	0.014			0.084	0.2
Potencial de hidrógeno		8.14	8.42		7.6	7.76	7.73	7.97	7.83	6-9
Sólidos suspendidos totales	131.75		224.7	2,432	600		580,0		78.29	130
Sólidos totales	1,142.5	12,988			6,004	5,940	9,340.07		1,1420	1,600
Sulfatos			72.09				54.30	41.8	13.4	1,000

Fuente: *Todos los parámetros están expresados en mg/L, excepto los Coliformes Fecales, que se expresan en NMP/100 ml o UFC. a (Pesántes, Ruiz, Muñoz, y Aldás, 2018), b (Guevara, Guanoluisa, & de la Torre, 2014), c (Santin-Gusman, Moreno-Andrés, Cisneros-Abad, y Aguilar-Ramírez, 2015), d (Pullugando, 2018), e (Moreira, 2019), f (Dávila, 2013), g (López, 2016), [H] (Villafuerte, 2020), [I] (Quevedo Asanza, 2013).

Con la información que presenta en la tabla 3-4 de la composición de los lixiviados según el límite máximo permisible de la normativa, podemos observar que no existen registros de ciertos parámetros en algunos rellenos pese a ello, todos los mencionados presentan datos en cuanto a la DBO_5 y DQO, hay que recalcar que todos sobrepasan el límite máximo permisible esto puede deberse a que aún no se realiza un tratamiento específico

para la remoción del lixiviado. Sin embargo, son pocos los parámetros que sí son cumplidos por algunos rellenos sanitarios, aunque sobrepasen el límite en otros parámetros, a excepción de Baños de Agua Santa que no cumple con ningún parámetro impuesto esto, según Pullugando (2018) en el caso del nitrógeno total puede deberse a la alta cantidad de materia orgánica presente en el relleno, que debido a procesos biológicos se transforman en contaminantes, en el caso del plomo de 0.54 mg/L estos valores se deben a que en el relleno se encuentran depositando materiales sintéticos, restos de cerámica, esmaltes de vidrio, así como otros elementos y para el cadmio valores de 0.05 mg/L de concentración se debe a que en el relleno se depositan artefactos como baterías de celulares, tubos PVC, esto en lo que respecta a actividades antropogénicas, pero también se da por factores naturales como la meteorización de las rocas.

4.2 Revisión de los métodos de tratamiento físicos, fisicoquímicos, biológicos y combinados que se emplean para lixiviados de rellenos sanitarios.

Los tratamientos convencionales de los lixiviados de los rellenos sanitarios se clasifican generalmente en tres grupos principales: (1) procesos biológicos (aeróbicos o anaeróbicos); (2) procesos físicos y químicos; y (3) una combinación de procesos biológicos y físico-químicos (Ishak, Hamid, Mohamad, & Tay, 2018; Luo, Zeng, Cheng, He, & Pan, 2020; Renou S. , Givaudan, Poulain, Dirassouyan, & Moulin, 2008; Torretta et al., 2017). Los resultados de los tratamientos típicos de lixiviados según la edad del vertedero se presentan en la Tabla 4-4.

Tabla 4-1: Criterios de tratamiento de lixiviados según la edad del relleno.

Tratamiento de lixiviados	**Edad del vertedero (años)**		
	Joven (<5)	**Intermedio (5-10)**	**Maduro (> 10)**
Co-tratamiento con aguas residuales domésticas	Bueno	Justa	Pobre
Reciclaje	Bueno	Justa	Pobre
Proceso aeróbico (crecimiento suspendido)	Bueno	Justa	Pobre
Proceso aeróbico (película fija)	Bueno	Justa	Pobre
Proceso anaeróbico (crecimiento suspendido)	Bueno	Justa	Pobre
Proceso anaeróbico (película fija)	Bueno	Justa	Pobre
Evaporación natural	Bueno	Bueno	Bueno
Coagulación / Floculación	Pobre	Justa	Justa
Precipitación química	Pobre	Justa	Pobre
Adsorción de carbono	Pobre	Justa	Bueno
Oxidación	Pobre	Justa	Justa
Decapado de aire	Pobre	Justa	Justa
Intercambio iónico	Bueno	Bueno	Bueno
Microfiltración	Pobre	-	-
Ultrafiltración	Pobre	-	-
Nanofiltración	Bueno	Bueno	Bueno
Osmosis inversa	Bueno	Bueno	Bueno

Fuente: Adaptado de (Costa, Alfaia, & Campos, 2019; Luo, Zeng, Cheng, He, & Pan, 2020)

4.2.1 Tratamiento biológico

El tratamiento biológico se usa comúnmente para la eliminación de lixiviados con altas cantidades de sustancias orgánicas, debido a su simplicidad, confiabilidad y alta rentabilidad. En condiciones aeróbicas, los microorganismos degradan los compuestos orgánicos a dióxido de carbono (CO_2) y lodos, mientras que en condiciones anaeróbicas a biogás (por ejemplo, CO_2 y CH_4). La biodegradación es bastante eficaz para eliminar sustancias orgánicas y nitrogenadas de los lixiviados con una alta relación DBO/DQO (Miao et al., 2019). Dependiendo de la cantidad de oxígeno, el tratamiento biológico se puede dividir en tratamiento aeróbico y tratamiento anaeróbico. La tabla 5-4 muestra las tasas de remoción de DQO, DBO y NH_4-N de estos tratamientos biológicos aeróbicos y anaeróbicos.

Tabla 5-4: Tasas de remoción de contaminantes de los lixiviados por tipos de tratamientos biológicos.

Tecnología	Tipo	Tasas de eliminación de contaminantes (%)					Referencias
		DQO	DBO	NH_4^+ - N	PO_4^{3-}	Sólidos S	
Lagunas aireadas	Aeróbicos	40	64	77	42		(Frascari, Bronzini, Giordano, Tedioli , & Nocentini, 2004)
Lodo activado		50	61	75			(Hoilijoki, Kettunen, & Rintala, 2000)
Reactores de secuenciación por lotes		76	84	75		62	(Neczaj, Okoniewska, & Kacprzak, 2005)
Contactores biológicos rotativos		38	80	98			(Torretta, Ferronato, Katsoyiannis, Tolkou, & Airoldi, 2017)
Filtros de goteo		49	77	59.5		53	(Aluko & Sridhar, 2013)
Reactor de biopelícula de lecho móvil		60–81	/	92–95			(Loukidou & Zouboulis, 2001)
Reactor de biopelícula de lecho fluidizado		85	/	80			(Eldyasti, Chowdhury, Nakhla, & Zhu, 2010)
Reactor biológico de membrana		79	99	60			(Visvanathan, Choudhary, Montalbo, & Jegatheesan, 2007)(
Humedales artificiales		50	59	51	53		(Bulc, 2006)
Hongos / fitorremediación		60					(Kalčíková, Babič, Pavko, & Gotvajn, 2014)
Reactor UASB		42–75	72–95	48		45	(Lin, Chang, & Chang , 2000; Kettunen & Rintala, 1998)
SAMBR	Anaeróbicos/Anóxicos	90	88			100	(Saddoud, Ellouze, Dhouib, & Sayadi, 2007)
Filtro anaeróbico		90					(Abdulhussain, Guo, Liu Zhi, Pan Ying, & Wisaam, 2009; Wang & Banks, 2007)
Anammox		62					(Wang et al., 2016)

4.2.1.1 Tratamiento Aeróbico

El tratamiento aeróbico consigue la nitrificación del nitrógeno amónico y la eliminación de parte de los contaminantes orgánicos biodegradables. Los lixiviados de los rellenos sanitarios pueden ser tratados adecuadamente mediante una gran variedad de procesos biológicos aeróbicos, tales como: (1) lagunas aireadas; (2) lodo aeróbico activado; (3) reactores de secuenciación por lotes (RSL); (4) contactores biológicos rotativos (CBR); (5) filtros percoladores; (6) reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM); (7) reactor de biopelícula de lecho fluidizado (RBLF); (8) reactor biológico de membrana (RBM); (9) humedales artificiales; y (10) tratamiento fúngico y fitorremediación (Torretta et al., 2017).

Lagunas aireadas

Usando cuatro lagunas aireadas conectadas, los investigadores trataron el lixiviado con DQO relativamente bajo (promedio 1,740 mg/L) y altas concentraciones de amonio (valor promedio 1,241 mg/L). La eficiencia de eliminación de DQO promedió el 75% y en general se eliminó el 80% de la carga de nitrógeno (Mehmood, Adetutu, Nedwell, & Ball, 2009). Utilizando un sistema de laguna anaeróbica / facultativa de dos etapas (es decir, una sección anaeróbica durante 32 días y una sección facultativa durante 240 días), trataron el lixiviado con 5,050 mg/L de DQO y 1,670 mg/L de NT y finalmente logró eficiencias de eliminación iguales a 40%, 64% de DQO y DBO respectivamente (Frascari, Bronzini, Giordano, Tedioli , & Nocentini, 2004). Para cumplir con los estrictos requisitos de la normativa medioambiental, es posible que las lagunas aireadas no sean una opción completamente satisfactoria para el tratamiento de lixiviados. Además, los tiempos de retención hidráulica (TRH) también deben evaluarse por completo si se emplea el método de laguna aireada como tratamiento de lixiviados a gran escala.

Lodos activados aeróbicos

Se ha demostrado que los procesos de lodos activados son efectivos para la remoción de carbono orgánico, nutrientes y contenido de amoníaco, demasiados inconvenientes hacen que este método sea inadecuado para el tratamiento de lixiviados en vertederos, como (1) producir una gran cantidad de lodos que implica altos costos de eliminación; (2) alta demanda de energía y largos tiempos de aireación; y (3) inhibición microbiana causada

por altas concentraciones de NH_4^+-N (Renou S. , Givaudan, Poulain, Dirassouyan, & Moulin, 2008; Torretta et al., 2017). Por lo tanto, se deben desarrollar técnicas alternativas para lograr una eliminación más eficiente de DQO y nitrógeno.

Reactor de secuenciación por lotes (RSL)

Utilizando RSL de lodo granular aeróbico para el tratamiento de lixiviados, los investigadores encontraron que la tasa de eliminación de DQO disminuía a medida que aumentaba la concentración de amonio afluente (Wei, Ji, Li, & Qin, 2012). En general, el sistema RSL tiene una mayor flexibilidad de proceso que otras técnicas, lo que es particularmente importante para el tratamiento de lixiviados de vertederos porque los lixiviados suelen tener un alto grado de variabilidad en calidad y cantidad (Kennedy & Lentz, 2000).

Contactores biológicos rotativos (CBR)

Se investigó la viabilidad de utilizar un sistema CBR y un sistema anaeróbico biológico a pequeña escala para el tratamiento de lixiviados de vertederos (Castillo, Vergara, & Moreno, 2007). Finalmente se logró aproximadamente el 65% de la eliminación de DQO del lixiviado afluente (2,500 a 9,000 mg/L). Sin embargo, como plantea Kurniawan, Lo, Chan, & Sillanpää (2010) debido a la obstrucción causada por la deposición del crecimiento de biomasa, el sistema CBR no es apropiado para el tratamiento de un lixiviado de alta resistencia, sino para un lixiviado con bajo contenido orgánico. Además, es mejor utilizarlo en conjunto con otros métodos como tratamientos biológicos o tecnologías físico-químicas (Castillo, Vergara, & Moreno, 2007).

Filtros percoladores (FP)

Las condiciones aeróbicas generalmente se mantienen mediante salpicaduras, difusión y ya sea por aire forzado que fluye a través del lecho o por convección natural del aire si el medio filtrante es poroso. Debido a las inevitables obstrucciones causadas por la biomasa, los FP no son apropiados para el tratamiento de aguas residuales con alta concentración de materia orgánica como los lixiviados de los vertederos jóvenes, sino que solo se utilizan para el tratamiento biológico de lixiviados maduros (Torretta et al., 2017).

Reactor de biopelícula de lecho móvil (RBLM)

Se investigó el rendimiento de un sistema RBLM para la eliminación simultánea de DQO y amonio del lixiviado de vertederos. La eficiencia total de eliminación de DQO fue de 92 a 95% y el amoníaco alcanzó más del 97% a una tasa de carga orgánica (TCO) de 4.08-15.70 ×103 mg/L/día DQO (Chen et al., 2008). En comparación con los procesos convencionales de crecimiento suspendido, el proceso RBLM tiene concentraciones de biomasa más altas, no períodos prolongados de sedimentación de lodos, menor sensibilidad a compuestos tóxicos y eliminaciones de amoníaco tanto orgánico como alto a través de un solo proceso.

Reactor de biopelícula de lecho fluidizado (RBLF)

La confiabilidad y la viabilidad comercial del tratamiento de lixiviados de vertederos se han evaluado utilizando un RBLF circulante líquido-sólido integrado. Las eficiencias de eliminación de DQO, nitrógeno y fósforo de 85%, 80% y 70% se lograron a tasas de carga de 2,150 mg/L/día DQO, 700 mg/L/día nitrógeno y 14 mg/L/ día fósforo, respectivamente (Eldyasti, Chowdhury, Nakhla, & Zhu, 2010). En general, los procesos de RBLF pueden ser relativamente fáciles de manejar ya que no filtran los sólidos del flujo que pasa y la biomasa microbiana en crecimiento activo en el lecho expandido se puede recolectar fácilmente (Torretta et al., 2017). Por lo tanto, el RBLF es una técnica factible para tratar los lixiviados de vertederos.

Biorreactor de membrana (BRM)

Los BRM tienen un gran potencial en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios, especialmente el lixiviado maduro, que se caracteriza por una baja relación DBO / DQO y, por lo tanto, baja biodegradabilidad (Saleem, Spagni, Alibardi, Bertucco, & Lavagnolo, 2018). En comparación con las tecnologías de tratamiento biológico convencionales, los BRM son efectivos en el tratamiento de lixiviados y pueden lograr una remoción de DBO y amoníaco relativamente alta de más del 90% y una remoción de DQO de hasta un 75% o más, independientemente de la edad del vertedero (Ahmed & Lan, 2012). Como tecnología versátil, los BRM pueden tratar lixiviados de vertederos tanto jóvenes como maduros y producir un efluente de alta calidad.

Humedales artificiales (HA)

Los HA son sistemas diseñados que utilizan funciones naturales, por ejemplo, vegetación, suelo y organismos para tratar las aguas residuales. En comparación con los sistemas de tratamiento convencionales, los HA son de bajo costo, fáciles de operar y mantener, y tienen un gran potencial de aplicación en países en desarrollo, particularmente en pequeñas comunidades rurales (Kivaisi, 2001). Los HA se han desarrollado con éxito como un sistema a escala de laboratorio, a escala piloto y a escala completa para el tratamiento de lixiviados de vertederos, logrando altas eficiencias de eliminación (Nivala, Hoos, Cross, Wallace, & Parkin, 2007).

Tratamiento de hongos y fitorremediación

El hongo de pudrición blanca *Dichomitus squalens* podría crecer en lixiviados de vertederos maduros y utilizar las materias orgánicas presentes como fuente de carbono. Los investigadores observaron el 60% de la eliminación de DQO y DQO y una disminución de la toxicidad del lixiviado para la bacteria *Aliivibrio fischeri* después del tratamiento con hongos (Kalčíková, Babič, Pavko, & Gotvajn, 2014). Por lo tanto, el tratamiento fúngico de los lixiviados de los vertederos parece ser un enfoque biológico prometedor y su aplicación debería investigarse más a fondo.

Por su parte, con un manejo cuidadoso, la fitorremediación puede verse como una opción ambientalmente aceptable, económica y eficaz que es capaz de tratar lixiviados con tasas de carga de 250-500 m^3/ ha/ año (Jones, Williamson, & Owen, 2016). Se requiere trabajo futuro relacionado con la fitorremediación de lixiviados de vertederos para realizar más ensayos de campo experimentales a largo plazo y crear modelos de remediación predictiva a largo plazo.

4.2.1.2 Tratamiento Anaeróbico

El tratamiento anaeróbico se usa ampliamente para el tratamiento de aguas residuales, especialmente en el tratamiento de lixiviados de vertederos. Los procesos biológicos anaeróbicos ofrecen varios beneficios sobre los aeróbicos, que incluyen: (1) reducción significativa de la producción de lodos; (2) menor estabilización de orgánicos; y (3) producción de energía debido a la recuperación de metano (Kheradmand, Karimi-Jashni, & Sartaj, 2010). El tratamiento anaeróbico de los lixiviados de vertederos generalmente incluye: (1) digestión anaeróbica (DA); (2) filtro anaeróbico (FA); (3) manto de lodo

anaeróbico de flujo ascendente (UASB); y (4) oxidación anaeróbica de amonio (Anammox).

Digestión anaeróbica (DA)

Los efectos del pH y la tasa de carga orgánica inicial sobre la producción de ácidos grasos volátiles (AGV) y biogás se han investigado durante el tratamiento de lixiviados en vertederos mediante DA de una o dos etapas. Los rendimientos de metano y AGV estuvieron en el rango de 0.21–0.34 L CH_4/ (g DQO eliminado) y 0.26-0.36 g AGV / (g DQO eliminado), respectivamente. Se observó un aumento general del 21% de eliminación de DQO (Begum et al ., 2018). Además, la DA también se aplica junto con otras tecnologías para el tratamiento de lixiviados de vertederos, con el fin de mejorar su desempeño en la remoción de contaminantes y los rendimientos de biogás (Kheradmand, Karimi-Jashni, & Sartaj, 2010).

Filtro anaeróbico (FA)

Los estudios exploraron la viabilidad de tratar un lixiviado alcalino rico en sulfato mediante FA, que contenía espuma de poliuretano reticulado como material de soporte de la biomasa. Aproximadamente el 90% y el 73% de la DQO del lixiviado del afluente podrían eliminarse a una tasa de carga de 0.76 y 4.58 kg/m^3 /día DQO, respectivamente. El principal mecanismo para la remoción de DQO fue por bacterias reductoras de sulfato, que también resultó en hasta un 88% de remoción de sulfato del lixiviado (Wang & Banks, 2007). En comparación con otras tecnologías, la FA es más adecuada para el tratamiento de aguas residuales muy contaminadas, ya que muestra altas eficiencias de eliminación de sustrato con TRH (Tiempo de Retención Hidráulica) cortos y altas tasas de carga orgánica.

Reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB)

El flujo ascendente combinado con la acción de sedimentación de la gravedad suspende la manta con la ayuda de floculantes. Con un VCO (Velocidad de Carga Orgánica) de 0.6 a 19.7 g/L/ día DQO, un reactor UASB de secuenciación por lotes logró eficiencias de eliminación de DQO soluble que oscilan entre 71% y 92%, mientras que un reactor UASB de flujo continuo eliminó 77-91% de DQO en el lixiviado (Kennedy & Lentz, 2000). Se eliminó hasta el 82.4% de la DQO cuando el reactor UASB se alimentó con

lixiviado crudo (DQO = 70,390-75,480 mg/ L) a una VCO de 12.5 kg/m^3 /día DQO en condiciones mesófilas (Ye et al., 2011).

UASB se usa comúnmente junto con otras tecnologías de procesamiento para el tratamiento de lixiviados de vertederos (Wu et al., 2015). Por ejemplo, un reactor de tanque de agitación completa aeróbico / UASB secuencial de dos etapas podría eliminar el 98% de DQO y aproximadamente el 99.6% de $NH4^+$ -N. Se demostró que el sistema anaeróbico / aeróbico es un proceso viable para tratar el lixiviado (Ağdağ & Sponza, 2005). Se cree que las principales desventajas del tratamiento con UASB siguen siendo la sensibilidad a las sustancias tóxicas.

Reactor Biológico de Membranas Anaeróbico Sumergido (RBMAS)

Para las aguas residuales municipales, utilizando la tecnología RBMAS, la eliminación de los sólidos suspendidos totales, la DQO soluble y la DBO fueron, respectivamente, 100%, 90% y 88% (Saddoud, Ellouze, Dhouib, & Sayadi, 2007). El comportamiento del lixiviado de relleno sanitario tratado por RBMAS es similar con una TRH de dos días y un porcentaje de lixiviado dentro del reactor de alrededor del 20%. Una de las ventajas del proceso es que junto con la eliminación de orgánicos se puede recuperar biogás (0.160 L/g de DQO eliminado) (Umaiyakunjaram & Shanmugam, 2016). Aunque se requieren elevadas cantidades de energía y existen diversos problemas técnicos como el ensuciamiento de la membrana.

Oxidación anaeróbica de amonio (Anammox)

Se ha aplicado un proceso combinado de flujo continuo de nitritación y Anammox para tratar un lixiviado maduro. Las eficiencias de eliminación de NT y DQO alcanzaron el 94% y el 62%, respectivamente, bajo el amoníaco afluente de 1330 mg/L y DQO de 2250 mg/L (Wang et al., 2016). Anammox es muy recomendable para el tratamiento de lixiviados maduros con DQO no biodegradable y mucho nitrógeno (Wu, Li, Zhao, Liang, & Peng, 2018). Se necesitan más investigaciones para encontrar las condiciones óptimas y la puesta en marcha de nuevos reactores Anammox en vista de una aplicación rápida y factible de la eliminación de nitrógeno autótrofo en los vertederos.

4.2.2 Tratamiento físico-químicos

Los tratamientos físico-químicos incluyen principalmente: (1) coagulación-floculación; (2) precipitación química; (3) adsorción; (4) filtración por membrana; (5) intercambio de iones; (6) extracción por aire; (7) oxidación química / procesos de oxidación avanzada (AOP); y (8) tratamiento electroquímico. Estas técnicas se aplican generalmente para eliminar los compuestos no biodegradables (por. Ej., Ácidos húmicos y fúlvicos) y / o indeseables (por. Ej., Metales pesados, AOX y PCB) de los lixiviados de vertederos (Kurniawan, Lo, & Chan, 2006; Wang et al., 2016). Los métodos físico-químicos se pueden utilizar junto con los métodos biológicos para mejorar la eficiencia del tratamiento o hacerlos posibles cuando el proceso de oxidación biológica se ve obstaculizado por la presencia de sustancias biorrefractarias.

Coagulación-floculación

Los investigadores examinaron la aplicación de la coagulación-floculación para el tratamiento de lixiviados tanto frescos como parcialmente estabilizados. Se concluyó que la adición de coagulantes férricos o de aluminio a los lixiviados frescos (DQO promedio = 70.900 mg/L) resultó en una reducción del 25-38% de los valores de DQO y la reducción excedió el 75% para los lixiviados parcialmente estabilizados (DQO promedio = 5.350 mg/L) (Tatsi A. A., Zouboulis, Matis, & Samaras, 2003).

Precipitación química

Los procesos de precipitación química convencionales incluyen principalmente la precipitación de hidróxido y la precipitación de sulfuro con una eficiencia de eliminación de metales pesados de 92 a 100% (Fu & Wang, 2011). Los inconvenientes de la precipitación química incluyen: (1) baja eficiencia de eliminación de DQO; (2) la sensibilidad al pH; (3) se requiere una dosis alta de precipitante; y (4) la generación de lodos necesarios para su posterior eliminación.

Adsorción

El carbón activado (CA) se emplea para tratar un lixiviado de relleno sanitario estabilizado, los estudios encontraron que CA micro poroso y mesoporoso exhibía una capacidad de adsorción de materia orgánica similar, es decir, aproximadamente 0,2 g de carbono orgánico total (COT)/g CA. Se logró un máximo del 80% de remoción de COT del lixiviado mediante pruebas rápidas a pequeña escala (Singh, Townsend, Mazyck, & Boyer, 2012). Sin embargo, la necesidad de una regeneración frecuente de la columna de CA y el alto costo del carbón activado granular (CAG) pueden limitar su aplicación para el tratamiento de lixiviados de vertederos en países en desarrollo.

Filtración de membrana

Un lixiviado estabilizado (DQO = 1,780 mg/L) se trató mediante un sistema híbrido que consta de lodo activado, UF y OI. Aproximadamente el 97% de la eficiencia de eliminación de DQO se logró después del tratamiento con OI, pero la UF solo proporcionó el 52% de eliminación (Bohdziewicz, Bodzek, & Górska, 2001). Los estudios encontraron que el postratamiento NF/OI después de un sistema RBM podría aumentar el rendimiento de eliminación de DQO y NT(Nitrógeno Total) al 99%, mientras que el sistema RBM solo obtuvo solo el 89% de eliminación de DQO y el 85% de eliminación de NT del lixiviado (DQO = 18,685 mg/L, NT = 2,075 mg/L) (Insel et al., 2013).

A pesar de sus altas tasas de filtración, los inconvenientes de la OI incluyen el ensuciamiento de la membrana y su alto consumo de energía (Gao et al., 2015). Por lo tanto, la aplicación exitosa de la tecnología de membranas para el tratamiento del lixiviado de los rellenos sanitarios requiere un control eficiente del ensuciamiento de la membrana (Wiszniowski, Robert, Surmacz-Gorska, Miksch, & Weber, 2006). Cabe señalar que la selección de la membrana adecuada para el tratamiento de lixiviados depende de una serie de factores como el pH, la temperatura, las características de las aguas residuales y la naturaleza y concentración de los materiales presentes en el lixiviado (Alvarez-Vazquez, Jefferson, & Judd, 2004).

Intercambio iónico

El empleo de resina de intercambio iónico catiónico sintética, los estudios optimizaron la eliminación de nitrógeno amoniacal (NH_4^+-N) de un lixiviado estabilizado de vertedero semi-aeróbico (NH_4^+-N = 1,820-2,200 mg/ L). Se requirieron las condiciones óptimas de una dosis de resina de 24.6 cm3, un tiempo de contacto de 6.0 min y una velocidad de agitación de 147.0 rpm para lograr una eliminación del 94.2% de $NH4^+$-N (Bashir, Aziz, Yusoff, & Adlan, 2010). Además de las resinas, el intercambio iónico con zeolitas naturales, minerales de silicato naturales y caolinita se empleó ampliamente para eliminar metales pesados debido a su bajo costo y alta abundancia. En general, se requieren tratamientos biológicos o sistemas de pretratamiento adecuados (por ejemplo, la eliminación de SS del lixiviado) antes del intercambio iónico (Primo, Rivero, Urtiaga, & Ortiz, 2009). La principal desventaja de este método es el alto costo operativo.

Extracción de aire

La eficiencia de este proceso aumenta significativamente al aumentar los valores de pH, temperatura y tiempo de retención. Una de las principales preocupaciones de la extracción con aire de amoníaco es que el NH_3 puede liberarse a la atmósfera y causar una grave contaminación del aire si no es absorbido adecuadamente por HSO_4 o HCl. Otras desventajas incluyen: (1) descamación de carbonato de calcio de la torre de extracción cuando se usa cal para el ajuste del pH; (2) una gran torre de extracción necesaria para resolver el problema de la formación de espuma; y (3) eficacia de eliminación de DQO muy limitada.

Oxidación química/procesos de oxidación avanzada (POA)

El uso de agentes oxidantes fuertes como O_3, H_2O_2 y persulfato, así como una combinación de estos oxidantes con radiación ultravioleta (UV) o ultrasonido (EE. UU) (Poblete, Oller, Maldonado, & Cortes, 2019). El objetivo principal de la oxidación química y los POA es mineralizar los contaminantes en dióxido de carbono, agua e inorgánicos o, al menos, transformarlos en productos inocuos (Meeroff at al., 2012).

Independientemente de su alta eficiencia de eliminación de DQO y su respeto al medio ambiente, el tratamiento de Fenton se ve empantanado por la producción final de lodo de hierro, que requiere una eliminación final (He et al., 2020). Para hacer frente a este problema, se ha sugerido que el proceso Fenton convencional se puede modificar

mediante la aplicación combinada de iluminación, es decir, foto-Fenton durante el tratamiento de lixiviados (Hermosilla, Cortijo, & Huang, 2009). Recientemente, se diseñó con éxito una planta de foto-Fenton para el tratamiento de lixiviados de vertederos biológicamente oxidados y la reacción de foto-Fenton mostró una eficiencia de eliminación de DQO entre 57% y 80% (Silva et al., 2017). Además, otras tecnologías de oxidación para el tratamiento de lixiviados como la oxidación de agua supercrítica (Scandelai et al., 2018) y la fotocatálisis de TiO_2 (Azadi, Karimi-Jashni, & Javadpour, 2018) también se han informado. Los principales inconvenientes de los POA pueden incluir: (1) las altas dosis de oxidante necesarias; (2) los bajos valores de pH requeridos; (3) la generación de lodos en exceso; y (4) la alta demanda de energía eléctrica y los altos costos (Iskander, NovaK, & He, 2019).

Tratamiento electroquímico

La electrocoagulación es un proceso que utiliza electrodos consumibles para suministrar iones a la solución / suspensión, lo que permite que los contaminantes suspendidos, emulsionados o disueltos formen aglomerados. Usando este método para tratar el lixiviado de un relleno sanitario de la ciudad (DQO = 28,200 –34,200 mg/L, NT = 1,599-1,631 mg/L), los estudios demostraron que las eficiencias de eliminación de DQO, NT, color y turbidez eran del 70%, 24%, 56% y 60% con electrodos de Al y 68 %, 15 %, 28 % y 16 % con electrodos de Fe, respectivamente (Bouhezila, Hariti, Lounici, & Mameri, 2011). Se encontró que la aplicación del proceso electro-Fenton fue factible para el tratamiento de lixiviados de relleno sanitario con contenido de carga orgánica extremadamente alto (Fernandes et al., 2017). Se lograron eliminaciones de DQO de 16.7 g /L, que corresponden al 40% de la DQO inicial, después de experimentos de 8 h.

Los procesos electroquímicos pueden mejorar el índice de biodegradabilidad (DBO / DQO) de los lixiviados de vertederos, que hacen que los lixiviados de vertederos maduros o estabilizados sean adecuados para el tratamiento biológico (Fernandes, Pacheco, Ciríaco, & Lopes, 2015; Mandal et al., 2017). Sin embargo, algunos inconvenientes de la electrocoagulación son: (1) la necesidad de un reemplazo regular de los "electrodos de sacrificio"; (2) la eventual formación de una película de óxido impermeable sobre el cátodo; (3) la generación de lodos en exceso; y (4) la producción de subproductos clorados tóxicos indeseables. Un gran inconveniente de la oxidación electroquímica son los altos costos de operación del tratamiento debido al alto consumo de energía.

Tabla 6-4: Tasas de remoción de contaminantes de los lixiviados por tipos de tratamientos físico-químico.

Tecnología	Tasas de eliminación de contaminantes (%)						Referencias
	DQO	DBO	NH_4^+ - N	PO_4^{3-}	Sólidos S	Metales	
Coagulación floculación	79, 40-60		<30	42	90		(Assou et al., 2014; Gao et al., 2015)
UF	50	-	60-80		> 99		(Gao et al., 2015; Renou S, Givaudan, Poulain, S, Dirassouy, & Moulin, 2008).
NF	60-80	80	60-80		> 99		(Gao et al., 2015; Renou S, Givaudan, Poulain, S, Dirassouy, & Moulin, 2008).
RO (OI)	> 90	> 90	> 90		> 99		(Gao et al., 2015; Renou S, Givaudan, Poulain, S, Dirassouy, & Moulin, 2008).
Extracción por aire			99.5				(Silva, Dezotti, & Sant'Anna Jr , 2004).
Adsorción	90						(Ching, Yusoff, Aziz, & Umar, 2011).
Precipitación química	50		85			92-100	(Fu & Wang, 2011; Ozturk, Altinbas, Koyuncu, Arikan, & Gomec-Yangin, 2003).
Intercambio iónico			94			55–100	(Bashir, Aziz, Yusoff, & Adlan, 2010; Fu & Wang, 2011).
POA	81		83				(Hilles, Abu Amr, Hussein, El-Sebaie, & Arafa, 2016).
Fenton	85						(Deng & Englehardt, 2006).
Fotocatálisis	60						(Jia, Wang, Zhang, & Qin, 2011).
EC	40–70		10-25				(Fernandes, Pacheco, Ciríaco, & Lopes, 2015).
EO	64–70		15–61				(Zolfaghari et al., 2016)

4.2.3 Tratamientos combinados

En cuanto a tipos de combinaciones existen principalmente tres opciones:

Combinación de dos o más tratamientos físico-químicos

Los estudios mostraron que las eficiencias globales de eliminación después del tratamiento combinado fueron del 56% para DQO, 95% para carbono orgánico total (COT)y 64% para NH_4^+ -N, mientras que las eficiencias de eliminación de As, Hg y Pb fueron del 46%, 9% y 85%, respectivamente (Vedrenne, Vasquez-Medrano, Prato-

Garcia, Frontana-Uribe, & Ibanez, 2012). Un lixiviado de relleno sanitario concentrado en membranas se trató mediante un proceso combinado de coagulación-ozonización, que logró casi el 88.32%, 94.37% y 98.83% de eficiencias de eliminación de DQO, UV y número de color, respectivamente. La biodegradabilidad (DBO / DQO) de este concentrado de lixiviado de vertedero mejoró de 0.01 a 0.34 (Chen, Gu, Wen, & Li, 2019).

Combinación de dos o más tratamientos biológicos

Se ha utilizado un reactor UASB combinado y un sistema Contactor Biológico Rotativo (CBR) para la biorremediación de lixiviados, en el que el reactor UASB logró una eliminación máxima de DQO del 62% y una producción específica de metano de 0.29 m^3/ kg (CH_4/DQO eliminado) cuando se ha operado a una carga orgánica volumétrica de 3,273 g/m^3 /día DQO y un TRH de 54 h (Castillo, Vergara, & Moreno, 2007).

Combinación de tratamientos físico-químicos y biológicos

La tabla 7-4 representa la remoción del tratamiento de los lixiviados de vertederos mediante algunas técnicas combinadas físico-químicas y biológicas. Como se puede apreciar la tecnología de membranas, como la ósmosis inversa, es una tecnología de tratamiento viable para cumplir con concentraciones de liberación estrictas, esto también ha sido informado en documentos de revisión del tema como Renou S. , Givaudan, Poulain, Dirassouyan, & Moulin, (2008) y Torretta et al., (2017); aunque estas tecnologías tienen algunas limitaciones como las incrustaciones y los elevados requisitos energéticos que pueden ser barreras, especialmente para los países en desarrollo.

Uno de los procesos combinados es el de Foto-Fenton y lodos activados biológicos, que obtuvieron aproximadamente tasas de remoción de DQO y de DBO superiores al 85% (Colombo, et al., 2019). Sin embargo, cuando ambos procesos son utilizados por separados la efectividad es inferior y no logra que los efluentes cumplan con los estándares de vertido. Un tratamiento combinado de electro-Fenton y biológico para los lixiviados de vertederos estabilizados dio como resultado una eliminación total de DQO del 97%, lo que redujo la DQO final de 7,184 mg/L a 192 mg/L. Sin embargo, el proceso electro-Fenton solo proporcionó solo el 82% de la eliminación de DQO (Baiju, Gandhimathi, Ramesh, & Nidheesh, 2018). Un proceso combinado de fotocatálisis (TiO_2 / UV) y biológico permitió una reducción del 90% de la DBO inicial y el 87% de la DQO inicial de los lixiviados (Chemlal et al., 2014).

Tabla 7-4: Tasas de remoción de contaminantes lixiviados por tratamientos combinados.

Tecnologías	Tratamientos combinados	DBO/DQO	Tasas de eliminación de contaminantes (%)							Referencia
			DQO	NH_4–N	N total	DBO	PO_4^{3-}	SS	Metales pesados	
SAMBR, BR	A, An	> 0.5	96.1							(Trzcinski & Stuckey, 2016).
SBR, EO	A, F/Q	0,2	98	99	83.5			55.2		(Del Moro et al., 2016).
SBR, Fenton, SBR	A, F/Q, A	0.17–0.57	95	95		95				(Klein et al., 2017)
Lodos activados, coagulación, fotofenton	A, F/Q, F/Q	F/Q	96	62–99				88		(Silva et al., 2017)
PhotoFenton, MBR	F/Q, A	0.18	96	88		90.2	100	95.5		(Nivya & Minimol Pieus, 2016)
Filtros percoladores, EC	A, F/Q	0.09	80	94		94	98			(Oumar, Patrick, Gerardo, Rino, & Ihsen, 2016)
Fenton, biomasa aérea	F/Q, A	0.16-0.27	83	95				46		(Ismail & Tawfik, 2016)
SBR aeróbico, adsorción (zeolita)	A, F/Q	<0.1	43	96					24-100	(Lim et al., 2016)
CW, adsorción	A, F/Q	0.2	86.7	99.2					87–89	(Mojiri, Ziyang, Tajuddin, Farraji, & Alifar, 2016)
MBR, UF, EO	A, F/Q	0.1 –0.3	94	77		97	53			(Zolfaghari et al., 2016)
MBR, PAC a lodos activados, NF	A, F/Q, F	0.3	94	97			99		99	(Peyravi, Jahanshahi, Alimoradi, & Ganjian, 2016)

Notas: A = aeróbico; An = anaeróbico; F/Q = Físico/Químico.

4.3 Determinación de las potenciales tecnologías y perspectivas en el tratamiento de lixiviados en el Ecuador.

La tabla 8.4 muestra los diversos estudios realizados en Ecuador que han evaluado la calidad físico-química y porcentajes de remoción en los tratamientos de lixiviados que se aplican. Es importante destacar que estos estudios se han realizado en procesos de evaluación a escala real (Planta de tratamiento) y en investigaciones a escala de laboratorio.

Tabla 8-4: Composición de lixiviados y tasas de remoción según los diferentes tratamientos estudiados en Ecuador.

Tipo de tratamiento/% de Remoción	Lugar	Escala	DQO	DBO	Sólidos	Fósforo	Nitrógeno	Metales	Referencia
Laguna Aerobia	San Miguel de Los Bancos	Planta	45	72	77	76	94		(Pesántes, Ruiz, Muñoz, & Aldás, 2018)
Filtro anaeróbico de FA	Quito	Planta	40.4	73.5					(Guevara et al., 2014).
Lodos activados/Bior reactores de membrana.	Quito	Planta	89.5	99					(Guevara et al., 2014).
Electrocoagulación/Fitorremediación/HA	Quito	Laboratorio	65.4	91.6	38.4			Cu:94.4 Zn=98.3	(Guevara et al., 2014).
Aeróbicos/Anaeróbicos/Filtros de osmosis inversa por vibración	Quito	Planta	99	100	100	100	97		(Rivadeneira, 2016)
Columnas anaeróbicas	Quito	Laboratorio	84						(Rivadeneira, 2016)
Fotocatálisis con dióxido de titanio (TiO2)	Quito	Laboratorio	71	55			97		(Ortiz, 2018).
Oxidación avanzada (Fenton)	Loja	Laboratorio	79.5						(Santin-Gusman, Moreno-Andrés, Cisneros-Abad, & Aguilar-Ramirez, 2015).
Filtro Biológico anaeróbico/Humedal artificial de flujo subsuperficial	Baños de agua Santa	Planta	58.2	65.8	77.8	63.2	61.6	Cd=40 Pb=39.4	(Pullugando, 2018).
Fosa Séptica	Joya de los Sachas	Planta	55	56	75	69.5	89.8		(Moreira W. J., 2019).
Coagulación-Floculación	Lago Agrio	Planta	36.26	11.59	234.97	1.58			(Dávila, 2013).
Fitorremediación	Puyo	Planta		75 %					(Lopéz, 2016).
Oxidación avanzada (con CaO_2)	Santo Domingo Tsáchilas	Laboratorio	56.7	94.8			99		(Villafuerte, 2020).

En cada relleno sanitario en la actualidad se emplea diferentes tipos de tratamientos de lixiviados (tabla 8-4) de los cuales los más comunes que se han aplicado en el Ecuador son los siguientes: Laguna Aerobia en San Miguel de Los Bancos, Filtro anaeróbico de FA en Quito, Lodos activados y biorreactores de membrana en Quito/Gran, Electrocoagulación/Fitorremediación/HA de igual forma en Quito, Oxidación avanzada (Fenton) en Loja, Filtro Biológico anaeróbico/Humedal artificial de flujo subsuperficial en Baños de agua Santa, Fosa Séptica en Joya de los Sachas, Coagulación-Floculación en Lago Agrio y fitorremediación en Puyo.

De los tres tipos de tratamientos de remoción empleados en la ciudad de Quito podemos destacar dos de ellos los cuales resultan más eficientes ya que la planta de tratamiento de Lodos activados y biorreactores de membrana remueven a niveles elevados la DQO (89.5) y DBO (99), mientras que el tratamiento de Electrocoagulación/Fitorremediación/HA en condiciones de laboratorio es capaz de una remoción de 65.4 para la DQO y 91.6 para BDO claramente cantidades menores, pero esta llega a remover adicionalmente un 38.4 de sólidos.

Laguna Aerobia San Miguel de los Bancos-Quito

El tratamiento de laguna aerobia en San Miguel de los Bancos, presenta la eficiencia de remoción de la materia orgánica a partir de las mediciones de la DQO que alcanzó el 91.17% para el primer periodo de evaluación y 44.85% para el segundo periodo (Pellón, López, Espinosa, & González, 2015). Después de implementar la laguna de estabilización se alcanzó una eficiencia del 98.24% para el primer periodo y del 72% para el segundo periodo (Pellón, López, Espinosa, & González, 2015). Los lixiviados luego de pasar por la laguna de estabilización presentan una eficiencia de remoción de materia orgánica en función de la DBO5 del 75%, es decir que el tratamiento utilizado funcionó eficientemente para los dos periodos de muestreo, debido al extenso tiempo de retención hidráulica (51 d) que favorece al proceso de sedimentación. Hay que valorar las complicaciones existentes constantemente, por ejemplo, el taponamiento del filtro de gravas, lo cual ha evitado el paso de todo el caudal en ciertas ocasiones.

Filtro Anaeróbico De Fa - Quito (Inga)

Los lixiviados del relleno sanitario El Inga presentan elevados contenidos de DBO_5 (3,000 – 4,000 mg/L), sólidos suspendidos (200 -340 mg/L), DQO (700 – 6,000 mg/L) y color (800 a 5,546 mg Pt-Co/L). Por lo cuál se emplean tres procesos la primera electrocoagulación, con 8 electrodos de aluminio durante 20 min de operación, con una densidad de corriente de 53 A/m^2. El segundo tratamiento fitorremediación aplicada en un sistema de humedales de flujo subsuperficial vertical y por último el tratamiento de adsorción en carbón activado. Se trataron dos muestras procedentes del vertedero, uno de lixiviado crudo y otro de lixiviado que había recibido tratamientos de lodos activados y biorreactores de membranas. En el primer caso, luego de electrocoagulación del lixiviado crudo se alcanzaron altas remociones para sólidos suspendidos (78.6 %), DBO_5 (73.5 %), DQO (40.4 %) y color (79.4 %). En el sistema de humedales (2.5 L/día) los porcentajes de eliminación de contaminantes son de 13.2 %, 91.2 % y 65.4 % respectivamente. Se empleó adsorción en columnas empacadas de carbón activado para la remoción de color (70.7 %). En el segundo caso se empleó la fitorremediación alcanzando porcentajes de remoción para los SS, DQO y color de 2.9 %, 56.8 %, 50.3 % respectivamente. En la adsorción con carbón activado la concentración de los mismos parámetros disminuyó en un 85.9 %,73.9 % y 92.7 % respectivamente (Guevara, Guanoluisa, & de la Torre, 2014).

Columnas Anaeróbicas El Inga - Quito

El tratamiento del lixiviado crudo en columnas anaeróbicas a escala laboratorio utilizando como inóculo lixiviado. La actividad metanogénica específica (AME) del inóculo fue de 0.43 g DQO-CH_4 /g SSV/d. Mientras que el porcentaje de remoción de DQOT que se alcanzó en las columnas anaeróbicas fue del 84% y la generación de metano de las columnas fue de 0,26 L/d. En lo que respecta a la DQOS, los reactores arrancaron con 2,028 mg/L y se alcanzó valores entre 697 mg/L hasta 1,453 mg/L , lo cual representa una remoción de hasta el 65% (Rivadeneira, 2016).

Aeróbicos/Anaeróbicos/Filtros de Osmosis Inversa por Vibración – El Inga Quito – Santo Domingo

En el caso del relleno sanitario del Inga, en quito, cuenta con un sistema conformado por diferentes tipos de procesos, tales como: almacenamiento, tratamiento anaerobio, tratamiento aerobio, aspersión, lecho filtrante, filtros de ósmosis inversa por vibración, y un sistema de Reactor Biológico de Membrana (RBM). Esta combinación de tratamientos lleva en ocasiones elevados tiempos de retención.

En el caso de Osmosis Inversa (OI) es importante decir, primeramente no llega a ser suficiente este tratamiento puesto que la calidad del efluente (lixiviado) que reciben es muy mala tiene un nivel elevado de contaminación de sólidos y las membranas se saturan fácilmente, además las membranas para remplazar tienen un costo bien elevado (160,000 dólares, las de Santo Domingo) y requieren gran mantenimiento y deben ser importadas de Estados Unidos o Alemania y la vida útil se reduce cuando la calidad de lixiviado que tratan es mala, (vida útil muy corta) lo que hace que el costo con metro cúbico sea muy elevado y eso dificulte que sea una tecnología viable (aunque es muy eficiente para la remoción de contaminantes como se puede ver en la tabla 6-4 del objetivos 2). Pues desde el punto de vista económico el costo de instalación y operación es muy elevado para las condiciones de los países en vía de desarrollo, ese es el caso de Quito donde mencionan que los lixiviados que no han recibido tratamiento, ha generado que sus niveles de corrosión aumentaran y con ello la toxicidad, ya que estas sustancias están compuestas de químicos como el cianuro, sulfato, mercurio y cobaltos, altamente tóxicos para el ambiente. Ante este panorama, la contratista no podrá entregar lodos en los niveles de toxicidad aceptables (El Comercio, 2020).

El uso de filtros de osmosis inversa por vibración (FOIV), en inglés *Vibratory Shear Enhanced Processing* (VSEP) la cual es utilizada para separar cualquier impureza remanente del proceso de tratamiento, se puede observar que las eficiencias de remoción del sistema con FOIV se encuentran cercanas al 100% para todos los contaminantes analizados, misma que se alcanza debido al uso del sistema de ósmosis inversa vibratoria. Este proceso genera un permeado de alta calidad, sin embargo, se debe tomar en cuenta que se genera una gran cantidad de concentrado, el cual deberá recibir posteriormente un tratamiento. Esto se debe a que el sistema FOIV únicamente realiza un proceso de separación y no se eliminan los contaminantes presentes en el efluente. A su vez este

proceso promueve que al recircular el lixiviado la relación DBO_5/DQOT del lixiviado sea menor a 0.3, lo cual indica que el lixiviado es poco biodegradable. (Rivadeneira, 2016)

En el caso de los lixiviados del relleno sanitario de Santo Domingo, se estudiaron mediante la oxidación con Peróxido de calcio (CaO_2), este reactivo fue obtenido de la reacción de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 50% y el hidróxido de calcio Ca $(OH)_2$, se aplicó la solución al lixiviado y se dejó en reposo por 5 días (Villafuerte, 2020).

Fotocatálisis con Dióxido de Titanio (TiO_2)-Loja

El caso de los experimentos de fotocatálisis se realizó en dos condiciones, en suspensión (60 y 120 minutos) se utilizaron lixiviados al cual se le agregó 0.3 g/L TiO_2 y sobre lecho fijo (60 minutos) donde se agregó arena se cargaron con 1g/L de TiO_2, siendo la fotocatálisis en suspensión en 120 minutos la que registro los mejores resultados. Se trabajó a un pH igual a 8 y a una temperatura ambiente de 22°C. Los resultados experimentales indican que el tratamiento por fotocatálisis en suspensión es más eficiente debido a que se requiere menos recursos y menos tiempo para obtener porcentajes de remoción del 71, 55, y 97 % para DQO, DBO_5, y NO_3^-, respectivamente.

Filtro Biológico Anaeróbico/Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial - Baños de Agua Santa

El Filtro Biológico anaeróbico permite degradar la materia orgánica, el lixiviado que ingresa al filtro sin sólidos en donde la principal función del filtro biológico anaeróbico es reducir la carga orgánica entre un 40 y un 50%, antes de que ingrese al humedal. Hay que señalar que el sedimentador tiene la función de retener los sólidos decantables para así evitar su ingreso hacia el filtro biológico anaeróbico y pantano artificial. (Pullugando, 2018). El humedal artificial de flujo subsuperficial elimina la DBO, remueve metales pesados su función es reducir la cara orgánica en un 80% y los Coliformes fecales y totales con una eficiencia similar al 99% (Peluffo & Fernández, 2016). El humedal está cubierto por geo membrana y la especie de planta que se utiliza para el tratamiento es *Schoenoplectus californicus*, comúnmente llamada totora.

Tanque Séptico - Joya De Los Sacha

En el caso del cantón Joya de los Sacha se realizó tres muestreos durante tres semanas con valores promedio de : 1,102.24 mg/L a la Entrada al Tanque Séptico; 387.58 mg/L a la Salida del Tanque Séptico y 357.35 en las Piscinas de almacenamiento en los cuales la (DQO) en la semana tres se presentaron valores menores en comparación a la semana 1 y 2; lo mismo sucedió con la (DBO) con valores promedio en cada punto de: 496 mg/L a la Entrada al Tanque Séptico; 174.42 a la Salida del Tanque Séptico y 162.80 en las piscinas de Almacenamiento. Esto debido a la presencia de altas precipitaciones en el lugar y por ende se obtuvo una dilución de este parámetro.

Coagulación Floculación - Lago Agrio

En el caso de Lago Agrio se analizaron dos tratamientos para el primer caso se empleó aireación - coagulación - floculación y cloración y para el segundo ozonización - coagulación - floculación y cloración. De los cuales la mejor alternativa es aireación - coagulación - floculación y cloración con hipoclorito de sodio ya que permite la reducción de hasta 99.23 % de DQO y los otros parámetros como pH, Nitrógeno Amoniacal, DBO_5 y Sólidos totales, entre otros se encuentran dentro del rango establecido por las normativas ambientales para la descarga a un cuerpo de agua dulce.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

- En Ecuador la gestión de residuos sólidos relacionada con la disposición final, calidad y composición de lixiviados indica que los residuos generados a nivel nacional en el año 2018 fueron de 12'739,010 Toneladas, de los cuales (0.73%) de la cantidad total de residuos orgánicos tratados corresponden a 93,753, mientras que solo el (0.15%) de residuos inorgánicos reciclados es 19,620, dando esto un total de residuos en disposición final de 12'625,637 (99.12 %). Esto denota que no existe una gestión integral adecuada para el tratamiento de residuos sólidos en el Ecuador.

- Dentro de los tratamientos que se emplean para lixiviados de rellenos sanitarios, en el tratamiento biológico, el filtro anaeróbico es el más indicado para la remoción de DQO con una tasa de 90%, mientras que, para el tratamiento biológico aerobio, el reactor biológico de membrana presenta una tasa de remoción de 79 % para DQO y 99% para DBO. Dentro de los tratamientos fisicoquímicos la más eficiente se puede considerar a la Osmosis Inversa ya que remueve más del 90% tanto para DBO, DQO y metales pesados. Para los tratamientos combinados se puede emplear el tratamiento entre reactor biológico de membrana, la ultrafiltración y la oxidación electroquímica, los cuales se encargan de una remoción de 94% para la DQO, 97 % para la DBO_5, y en menor cantidad de amonio (NH_4–N) y fosfato (PO_4^{3-}).

- Dentro de las tecnologías para el tratamiento de los lixiviados que se han aplicado en el Ecuador destacan la que se han empleado en la planta de tratamiento del Inga en Quito ya que ha combinado varios tratamientos como es el aeróbico, anaeróbico y filtros de osmosis inversa por vibración, aumentando potencialmente el porcentaje de eliminación de contaminantes, 99% para DQO, 100 % DBO, 100 % sólidos, 100 % fósforo y 97 % nitrógeno.

- Las tecnologías de tratamientos combinados tienen mayor eficiencia en la remoción, frente a los tratamientos biológicos y fisicoquímicos, sin embargo; desde el punto de vista económico el costo de instalación y operación de estas

tecnologías puede resultar muy elevado para las condiciones de los países en vía de desarrollo, ya que el presupuesto que se destina para el tratamiento de lixiviados es muy limitado y es por eso que algunos Gobiernos Autónomos Descentralizados optan por otras alternativas más económicas.

- Los pequeños volúmenes de lixiviados en algunos casos no justifican grandes inversiones para su tratamiento, es por ello que se emplean alternativas que pueden resultar muy eficientes para caudales pequeños como: un reactor de flujo ascendente (UASB) y humedales artificiales los cuales resultan económicos en comparación con tratamientos combinados.

Recomendaciones

- Los rellenos sanitarios son una parte importante para la disposición final de los residuos sólidos, sin embargo, sin un estudio y aplicación de tratamientos para la depuración de los lixiviados estos solo serían un depósito de contaminantes que no contribuiría al medio ambiente.

- Actualmente los municipios del país no cuentan con información del estado actual de los rellenos sanitarios y los tratamientos que en ella se ejecutan, por lo ello es prioritario la participación de las alcaldías ya que es competencia de estas garantizar la adecuada disposición y el cuidado ambiental.

- Hay que tener presente que los tratamientos que se apliquen en un relleno sanitario no siempre será posible aplicarlo en otro, ya que las características con las que cuenta cada uno son diferentes y suelen variar, por lo que es recomendable la aplicación de un tratamiento observando las características propias del relleno, así como las ventajas y desventajas que estos proporcionarían al relleno sanitario.

- Antes de determinar una tecnología para el tratamiento de lixiviados hay que considerar diferentes factores como: la edad del relleno sanitario, la calidad del lixiviado a tratar, precipitación y el caudal del lixiviado que genera dicho relleno, además de la disponibilidad de suministros tales como terreno, energía eléctrica, suministros químicos y personal calificado para la operación, por lo que futuras

investigaciones pudieran estar orientadas a evaluar criterios técnico, económicos y ambientales para la selección de tecnologías para el tratamiento de lixiviados en Ecuador.

BIBLIOGRAFÍA

Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., & Al-Rekabi, W. S. (2009). *Review on landfill leachate treatments. Journal of Applied Sciences Research, 5(5), 534-545.*

Abdulhussain, A. A., Guo, J., Liu Zhi, P., Pan Ying, Y., & Wisaam, S.-R. (2009). *Review on Landfill Leachate Treatments. American Journal of Applied Sciences, 6(4).* doi:10.3844/ajassp.2009.672.684

Ağdağ, O. N., & Sponza, D. T. (2005). *Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. Process Biochemistry, 40(2), 895-902.* doi:10.1016/j.procbio.2004.02.021

Aguilar, H., Ramos, J., Lara, C., Hdez, R., & Valencia , M. (2010). *Manejo de biogás y lixiviados en rellenos sani-tarios del centro de México, un panorama general. La-candonia 4, 117-130.*

Ahmed, F. N., & Lan, C. Q. (2012). . *Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. Desalination, 287, 41-54.* doi:10.1016/j.desal.2011.12.012

Aluko, O. O., & Sridhar, M. K. (2013). *Evaluation of leachate treatment by trickling filter and sequencing batch reactor processes in Ibadan, Nigeria. 31(7), 700-705.* doi:10.1177/0734242x13485867

Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., & Judd, S. J. (2004). *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: A brief review. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 79(10), 1043-1049.* doi:10.1002/jctb.1072

AMEC-INEC. (2018). *Registro de Gestión Integral de Residuos Sólidos. Tabulados e Indicadores.* Recuperado el 30 de julio de 2020, de https://www.ecuadorencifras.gob.ec/gad-municipales/

Assou, M., Madinzi, A., Anouzla, A., Aboulhassan, M., Souabi, S., & Hafidi, M. (2014). *Reducing pollution of stabilized landfill leachate by mixing of coagulants and flocculants: A comparative study. International Journal of Engineering Innovative Technology, 4(1), 20-25.*

Azadi, S., Karimi-Jashni, A., & Javadpour, S. (2018). *Modeling and optimization of photocatalytic treatment of landfill leachate using tungsten-doped TiO2 nano-photocatalysts: Application of artificial neural network and genetic algorithm. Process Safety and Environmental Protection, 117, 267-277.* doi:10.1016/j.psep.2018.03.038

Baiju, A., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). *Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. Journal of Environmental Management, 210, 328-337.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.019

Barbosa Segundo, I. D., Silva, T., Moreira, F. C., Silva, G. V., Boaventura, R., & Vilar, V. (2019). *Sulphur compounds removal from an industrial landfill leachate by*

catalytic oxidation and chemical precipitation: From a hazardous effluent to a value-added product. Science of The Total Environment, 655, 1249-1260. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.274

Bashir, M., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., & Adlan, M. N. (2010). *Application of response surface methodology (RSM) for optimization of ammoniacal nitrogen removal from semi-aerobic landfill leachate using ion exchange resin. Desalination, 254(1), 154-161.* doi:https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.12.002

Bautista-Ramírez, J., Gutiérrez-Hernández, R., Nájera-Aguilar, H., Martínez-Salinas, R., Vera-Toledo, P., Araiza -Aguilar, J., . . . Rojas-Valencia, M. (2018). *El biorreactor llenado de la edad de refri-geración (ARFB), como un tratamiento para el escalaje de relleno. Rev. Mex. Ing. Quim. 17, 561-571.*

Begum, S., Anupoju, G. R., Sridhar, S., Bhargava, S. K., Jegatheesan, V., & Eshtiaghi, N. (2018). *Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: Effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. Bioresource Technology, 251, 364-373.* doi:10.1016/j.biortech.2017.12.069

Bello, M. M., Abdul Raman, A. A., & Purushothaman, M. (2017). *Applications of fluidized bed reactors in wastewater treatment – A review of the major design and operational parameters. Journal of Cleaner Production, 141, 1492-1514.* doi:10.1016/j.jclepro.2016.09.148

Bertanza, G., Canato, M., Laera, G., Vaccari, M., Svanstro, E. M., & Heimersson, S. (2017). *Una comparación entre dos plantas de tratamiento de aguas residuales municipales MBR y CAS a gran escala:evaluación tecno-económica-ambiental. Reinar. Sci. Pollut. Res. 24 de 17383 mi 17393.* doi:https://doi.org/10.1007/s11356-017-9409-3

Bohdziewicz, J., Bodzek, M., & Górska, J. (2001). *Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. Process Biochemistry, 36(7), 641-646. 646.* doi:10.1016/S0032-9592(00)00259-4

Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., & Mameri, N. (2011). *Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. Desalination, 280(1-3), 347-353.* doi:10.1016/j.desal.2011.07.032

Bove, D., Merello, S., Frumento, D., Arni, S. A., Aliakbarian, B., & Converti, A. (2015). *A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. 38(12),2115-2126.* doi:https://doi.org/10.1002/ceat.201500257

Bulc, T. G. (2006). *Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. Ecological Engineering, 26(4), 365-374.* doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.01.003

Cabeza , A., Urtiaga , A., Rivero , M., & Ortiz, I. (2007). *Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation.* Journal of Hazardous Materials. 144 (3), 715-719. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.01.106.

CalRecovery INC. (1997). *"Guía para rellenos sanitarios en países de desarrollo (curso internacional de rellenos sanitarios y de seguridad)".* Mar de Plata, Argentina. Obtenido de http://saber.ucv.ve/bitstream/123456789/9220/1/Tesis%20Vanessa%20Carolina%20Reina.pdf?fbclid=IwAR3BGr1b6V0vL2PpHh10KkFQSvr-7jK8jIFBiQ_TEmJBSXiqBPm7yMnee-0

Cárdenas, E. V., Maldonado, J. M., Valdez, R. A., Sarduy-Pereira, L. B., & Diéguez-Santana, K. (2019). La producción más limpia en el sector porcino. Una experiencia desde la Amazonia Ecuatoriana. Anales Científicos, 80(1), 76-91. doi:http://dx.doi.org/10.21704/ac.v80i1.1288

Castillo, E., Vergara, M., & 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.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.08.003

Chemlal, R., Azzouz, L., Kernani, R., Abdi, N., Lounici, H., Grib, H., & Drouiche, N. (2014). *Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment. Ecological Engineering, 73, 281-289.* doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.043

Chen, Q., & Yang, F. (2012). *Membrane Science and Technology, 32.* pp. 83-86.

Chen, W., Gu, Z., Wen, P., & Li, Q. (2019). *Degradation of refractory organic contaminants in membrane concentrates from landfill leachate by a combined coagulation-ozonation process. Chemosphere, 217, 411-422.* doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.002

Chen, W., Zhang, A., Gu, Z., & Li, Q. (2018). *Enhanced degradation of refractory organics in concentrated landfill leachate by Fe0/H2O2 coupled with microwave irradiation. Chemical Engineering Journal, 354, 680-691.* doi:https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.012

Cheryan, M. (1989). *Ultrafiltration and Microfiltration.* Pennsylvania.

Ching, S. L., Yusoff, M. S., Aziz, H. A., & Umar, M. (2011). *Influence of impregnation ratio on coffee ground activated carbon as landfill leachate adsorbent for removal of total iron and orthophosphate. Desalination, 279(1), 225-234.* doi:https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.011

Colombo, A., Módenes, A. N., Góes Trigueros, D. E., Giordani da Costa, S. I., Borba, F. H., & Espinoza-Quiñones, F. R. (2019). *Treatment of sanitary landfill leachate by the combination of photo-Fenton and biological processes. Journal of Cleaner Production, 214,145-153.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.310

Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., & Mota, M. (2008). *Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 7(2), 155-172.* doi:10.1007/s11157-008-9127-x

Costa, A. M., Alfaia, R., & Campos, J. C. (2019). *Landfill leachate treatment in Brazil – Anoverview. Journal of Environmental Management, 232, 110-116.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006

Cui, Y.-H., Xue, W.-J., Yang, S.-Q., Tu, J.-L., Guo , X.-L., & Liu, Z.-Q. (2018). *Electrochemical/peroxydisulfate/Fe3+ treatment of landfill leachate nanofiltration concentrate after ultrafiltration. Chemical Engineering Journal, 353, 208-217.* doi:https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.07.101

Dávila, A. M. (2013). *Estudio del sistema de tratamiento de lixiviados en el relleno sanitario de Lago Agrio.* Quito. Obtenido de file:///C:/Users/dell/Downloads/T-UCE-0017-37.pdf

Del Moro, G., Prieto-Rodríguez, L., De Sanctis, M., Di Iaconi, C., Malato, S., & Mascolo, G. (2016). *Landfill leachate treatment: Comparison of standalone electrochemical degradation and combined with a novel biofilter. Chemical Engineering Journal, 288, 87-98.* doi:https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.11.069

Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2006). *Treatment of landfill leachate by the Fenton process. Water Research, 40(20), 3683-3694.* doi:10.1016/j.watres.2006.08.009

Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2007). *Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. Waste Management, 27(3), 380-388.* doi:10.1016/j.wasman.2006.02.004

Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2006). *Treatment of landfill leachate by the Fenton process. Water Research, 40(20), 3683-3694.* doi:10.1016/j.watres.2006.08.009

Deng, Y., Jung, C., Zhao, R., Torrens, K., & Wu, L. (2018). *Adsorption of UV-quenching substances (UVQS) from landfill leachate with activated carbon. Chemical Engineering Journal, 350, 739-746.* doi:10.1016/j.cej.2018.04.056

Di Bella, G., Durante, F., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2010). *Puesta en marcha con o sininóculo? Análisis de una planta piloto SMBR. Desalación 260, 79 mi 90.* doi:https: //doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.063

Diéguez-Santana, K., Sarduy-Pereira, L. B., & Decker, M. (2021). Characterization and Quantification of Municipal Solid Waste in Fátima, Ecuadorian Amazon Parish *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 9(2), 392-401. doi:https://doi.org/10.47277/JETT/9(2)401

Droster, R. (1997). *Theory and practice of water and wastewater treatment.* Estados Unidos: John Wiley & Sons.

Eckenfelder , W. (1989). *Industrial Water Pollution Control* (segunda ed.). Estados Unido: McGraw Hill.

El Comercio. (31 de 08 de 2020). Lixiviados del relleno sanitario de El Inga no han recibido tratamiento en ocho meses. Obtenido de https://www.elcomercio.com/actualidad/lixiviados-relleno-inga-tratamiento-quito.html

El Fadel, M. (2002). *Temporal variation of leachate quality from presorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content.*

Eldyasti, A., Chowdhury, N., Nakhla, G., & Zhu, J. (2010). *Biological nutrient removal from leachate using a pilot liquid–solid circulating fluidized bed bioreactor (LSCFB). Journal of Hazardous Materials, 181(1), 289-297.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.010

Fernandes , A., Labiadh, L., Ciríaco, L., Pacheco , M. J., Gadri, A., Ammar, S., & Lopes, A. (2017). *Electro-Fenton oxidation of reverse osmosis concentrate from sanitary landfill leachate: Evaluation of operational parameters. Chemosphere, 184, 1223-1229.* doi:10.1016/j.chemosphere.2017.06.088

Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., & 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.* doi:https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052

Fernandes, A., Santos, D., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., & Lopes, A. (2016). *Electrochemical oxidation of humic acid and sanitary landfill leachate: Influence of anode material, chloride concentration and current density. Science of The Total Environment, 541, 282-291.* doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.052

Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli , G., & Nocentini, M. (2004). *Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. Chemosphere, 54(3), 335-343.* doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.08.013

Fu, F., & Wang, Q. (2011). *Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. Journal of Environmental Management, 92(3), 407-418.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011

Gao, J., Oloibiri, V., Chys, M., Audenaert, W., Decostere, B. H., & Van Hulle, S. W. (2015). *The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 14(1), 93-122.* doi:10.1007/s11157-014-9349-z

Germain, E., Nelles, F., Drews, A., Pearce, P., Kraume, M., Reid , E., & Judd, S. J. (2007). *Efectos de la biomasa en la transferencia de oxígeno en biorreactores de membrana.* doi:https://doi.org/10.1016/jwatress.2006.10.020

Ghosh, P., Thakur, I. S., & Kaushik, A. (2017). *Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. Ecotoxicology and Environmental Safety, 141, 259-270.* doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.023

Giraldo, E. (2001). *Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios:Avances recientes. Universidad de los Andes.* Bogota-Colombia.

Guevara, A., Guanoluisa, L., & de la Torre, E. (2014). *Diseño de Sistemas de Tratamiento de Lixiviados del Relleno Sanitario. Revista Politécnica, 34(1), 1-1.*

Hamid, H., Li, L. Y., & Grace, J. R. (2018). *Review of the fate and transformation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills. Environmental Pollution, 235, 74-84.* doi:10.1016/j.envpol.2017.12.030

He, D. Q., Zhang, Y. J., Pei, D. N., Huang, G. X., Liu, C., Li, J., & Yu, Q. H. (2020). *Degradation of benzoic acid in an advanced oxidation process: The effects of reducing agents. Journal of Hazardous Materials, 382.* doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121090

Hermosilla, D., Cortijo, M., & Huang, C. P. (2009). *Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and photo-Fenton processes. Science of The Total Environment, 407(11), 3473-3481.* doi:10.1016/j.scitotenv.2009.02.009

Hickman, L. (1999). *Integrated solid waste management.* Estados Unidos: American Academy of Environmental Engineers Staff. .

Hilles, A. H., Abu Amr, S. S., Hussein, R. A., El-Sebaie, O. D., & Arafa, A. I. (2016). *Performance of combined sodium persulfate/H2O2 based advanced oxidation process in stabilized landfill leachate treatment. Journal of Environmental Management, 166, 493-498.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.051

Hoilijoki, T. H., Kettunen, R. H., & Rintala, J. A. (2000). *Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. Water Research, 34(5), 1435-1446.* doi:https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00278-X

Hoinkis, J., Deowan, S. A., Panten, V., Figoli, A., Huang, R. R., & Drioli, E. (2012). *Membrane bioreactor (MBR) technology - a promising approach for industrial water.* doi:https://doi.org/10.1016/ j.proeng.2012.01.1199

Insel, G., Dagdar, M., Dogruel, S., Dizge, N., Ubay Cokgor, E., & Keskinler, B. (2013). *Biodegradation characteristics and size fractionation of landfill leachate for integrated membrane treatment. Journal of Hazardous Materials, 260, 825-832.* doi:10.1016/j.jhazmat.2013.06.037

Ishak, A. R., Hamid, F. S., Mohamad, S., & Tay, K. S. (2018). *Stabilized landfill leachate treatment by coagulation-flocculation coupled with UV-based sulfate radical oxidation process. Waste Management, 76, 575-581.* doi:10.1016/j.wasman.2018.02.047

Iskander, S. M., NovaK, J. T., & He, Z. (2019). *Reduction of reagent requirements and sludge generation in Fenton's oxidation of landfill leachate by synergistically incorporating forward osmosis and humic acid recovery. Water Research, 151, 310-317.* doi:10.1016/j.watres.2018.11.089

Ismail, S., & Tawfik, A. (2016). *Performance of passive aerated immobilized biomass reactor coupled with Fenton process for treatment of landfill leachate. International Biodeterioration & Biodegradation, 111, 22-30.* doi:https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.010

Jaramillo, J. (2002). *"Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales".* Obtenido de http://saber.ucv.ve/bitstream/123456789/9220/1/Tesis%20Vanessa%20Carolina

%20Reina.pdf?fbclid=IwAR3BGr1b6V0vL2PpHh10KkFQSvr-7jK8jIFBiQ_TEmJBSXiqBPm7yMnee-0

Jia, C., Wang, Y., Zhang, C., & Qin, Q. (2011). *UV-TiO2 Photocatalytic Degradation of Landfill Leachate. Water, Air, & Soil Pollution, 217(1), 375-385. Leachate. Water, Air, & Soil Pollution, 217(1), 375-385.* doi:10.1007/s11270-010-0594-7

Jones, D. L., Williamson, K. L., & Owen, A. G. (2016). *Phytoremediation of landfill leachate. Waste Management, 26(8), 825-837.* doi:10.1016/j.wasman.2005.06.014

Jung, C., Deng, Y., Zhao, R., & Torrens, K. (2017). *Chemical oxidation for mitigation of UV- quenching substances (UVQS) from municipal landfill leachate: Fenton process versus ozonation. Water Research, 108, 260-270.* doi:https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.005

Justin, M. Z., & Zupančič, M. (2009). *Combined purification and reuse of landfill leachate by constructed wetland and irrigation of grass and willows. Desalination, 246(1), 157-168.* doi:https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.049

Kalčíková, G., Babič, J., Pavko, A., & Gotvajn, A. Ž. (2014). *Fungal and enzymatic treatment of mature municipal landfill leachate. Waste Management, 34(4), 798-803.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.017

Kennedy, K. J., & Lentz, E. M. (2000). *Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. Water Research,34(14), 3640-3656.* doi:10.1016/S0043-1354(00)00114-7

Kettunen, R. H., & Rintala, J. A. (1998). . *Performance of an on-site UASB reactor treating leachate-at low temperature. Water Research, 32(3), 537-546. doi:https://doi.org/10.1016/S0043-e. Water Research, 32(3), 537-546.* doi:https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00319-9

Kheradmand, S., Karimi-Jashni, A., & Sartaj, M. (2010). *Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. Waste Management, 30(6), 1025-1031.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.021

Kivaisi, A. K. (2001). *The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review. Ecological Engineering, 16(4), 545-560.* doi:10.1016/S0925-8574(00)00113-0

Klein, K., Kivi, A., Dulova, N., Zekker, I., Mölde, T., Tenno, T., & Tenno, T. (2017). *A pilot study of three-stage biological–chemical treatment of landfill leachate applying continuous ferric sludge reuse in Fenton-like process. Clean Technologies and Environmental Policy, 19(2), 541-551. doi:10.1007/s10098-016-1245-5.* doi:10.1007/s10098-016-1245-5

Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008). *The effect of landfill age on municipal leachate composition. Bioresource Technology, 99(13), 5981-5985.* doi:10.1016/j.biortech.2007.10.015

Kurniawan, T. A., Lo, W.-h., & Chan, G. (2006). *Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, 129(1),80-100.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010

Labiadh, L., Fernandes, A., Ciríaco, L., Pacheco, M. J., Gadri, A., Ammar, S., & Lopes, A. (2016). *Electrochemical treatment of concentrate from reverse osmosis of sanitary landfill leachate. Journal of Environmental Management, 181, 515-521.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.069

Lavagnolo, M. C., Malagoli, M., Garbo, F., Pivato, A., & Cossu, R. (2016). *Lab-scale phytotreatment of old landfill leachate using different energy crops. Waste Management, 55, 265-275.* doi:10.1016/j.wasman.2016.06.016

Lee, C. S., Robinson, J., & Chong, M. F. (2014). *A review on application of flocculants in wastewater treatment.* Obtenido de https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0957582014000561

Lim, C. K., Seow, T. W., Neoh, C. H., Md Nor, M. H., Ibrahim, Z., Ware, I., & Mat Sarip, S. H. (2016). *Treatment of landfill leachate using ASBR combined with zeolite adsorption technology. 3 Biotech, 6(2), 195.* doi:10.1007/s13205-016-0513-8

Lin, C. Y., Chang, F.-Y., & Chang , C.-H. (2000). *Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. Bioresource Technology, 73(2), 175-178. doi:https://doi.org/10.1016/S0960-*. doi:https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00166-2

Linde, K., Jönsson , A., & Wimmerstedt, R. (1995). *Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. Desalination.*

Liu, Y., Wang, Z. W., & Tay, J. H. (2005). *A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. Biotechnology Advances, 23(5), 335-344.* doi:10.1016/j.biotechadv.2005.04.001

Loukidou, M. X., & Zouboulis, A. I. (2001). *Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. Environmental Pollution, 111(2), 273-281.* doi:https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00069-5

Luo, H. W., Chen, J. J., Sheng, G. P., Su, J. H., Wei, S. Q., & Yu, H. Q. (2014). *Experimental and theoretical approaches for the surface interaction between copper and activated sludge microorganisms at molecular scale. Scientific Reports, 4.* doi:10.1038/srep07078

Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & 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.* doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468

MAE. (2015). *Acuerdo Ministerial 097-A. Reforma Texto Unificado Legislaciòn Secundaria, Medio Ambiente, Libro VI.* Quito,Ecuador. Obtenido de

http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/Acuerdo-097.pdf

Mandal, P., Dubey, B. K., & Gupta, A. K. (2017). *Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. Waste Management, 69, 250-273.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034

Mandal, P., Dubey, B. K., & Gupta, A. K. (2017). *Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. Waste Management,69, 250-273.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034

Markou, G., Wang, L., Ye, J. F., & Unc, A. (2018). *Using Agro-industrialwastes for the cultivation of microalgae and duckeeds: Contamination risks and biomass safety concerns.* Obtenido de https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.04.003

Martinez, A., Padrón, W., Rodríguez, O., Escarola, M., Chiquito, O., & Hernández, J. (2014). *Alternativas actuales del manejo de lixiviados. Avances en Química.* Obtenido de https://www.redalyc.org/pdf/933/93330767005.pdf

Martìnez, C., & Brillas, E. (2009). *decontamination of Wastewaters Containing Synthetic Organic Dyes by Electrochemical Methods: A General ReviewApplied Catalysis B: Environmental.*

Matthews, R., Winson, M., & Scullion, J. (2009). *Treating landfill leachate using passive aeration trickling filters; effects of leachate characteristics and temperature on rates and process dynamics. Science of The Total Environment, 407(8), 2557-2564.* doi:10.1016/j.scitotenv.2009.01.034

Meeroff, D. E., Bloetscher, F., Reddy, D. V., Gasnier, F., Jain, S., McBarnette, A., & Hamaguchi, H. (2012). *Application of photochemical technologies for treatment of landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, 209-210, 299-307.* doi:10.1016/j.jhazmat.2012.01.028

Meeroff, D. E., Bloetscher, F., Reddy, D. V., Gasnier, F., Jain, S., McBarnette, A., & Hamaguchi, H. (2012). *Application of photochemical technologies for treatment of landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, 209-210, 299-307.* doi:10.1016/j.jhazmat.2012.01.028

Méndez, R., Castillo , E., Sauri, M., Quintal, C., Giacoman, G., & Jiménez, B. (2004). *Tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de un relleno sanitario . Ingeniería, 8(2),155-1.* Obtenido de https://www.redalyc.org/pdf/467/46780213.pdf

Ménez, R. I., García, R. B., Castillo, E. R., & Sauri, M. R. (2010). *Tratamiento de lixiviados por oxidación Fenton. Treating leachate by Fenton oxidation.* Obtenido de http://www.scielo.org.co/pdf/iei/v30n1/v30n1a14.pdf

Miao, L., Yang, G., Tao, T., & Peng, Y. (2019). *Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. Journal of Environmental Management,235, 178-185.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.057

Mojiri, A., Ziyang, L., Tajuddin, R. M., Farraji, H., & Alifar, N. (2016). *Co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. Journal of Environmental Management, 166, 124-130.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.020

Moody, C. M., & Townsend, T. G. (2017). *A comparison of landfill leachates based on waste composition. Waste Management, 63, 267-274.* doi::10.1016/j.wasman.2016.09.020

MMAyA, VAPSB, & DGGIRS. (2012). *Guía para el Diseño Construcción, Operación, Mantenimiento y Cierre de Rellenos Sanitarios* (Primera: 200 ejemplares ed.). Bolivia. Obtenido de http://www.anesapa.org/wp-content/uploads/2014/07/Guia-para-el-Diseno-Construccion-Operacion-Mantenimiento-y-Cierre-de-Relleno-Sanitario.pdf

Moravia, W. G., Amaral, M. C., & Lange, L. C. (2013). *Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. Waste Management, 33(1), 89-101.* doi:10.1016/j.wasman.2012.08.009

Moreira, F. C., Soler, J., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R., Brillas, E., & Vilar, V. J. (2015). *Incorporation of electrochemical advanced oxidation processes in a multistage treatment system for sanitary landfill leachate. Water Research, 81, 375-387.* doi:https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.036

Moreira, W. J. (2019). *Caracterización Fisico,Quimica de los lixiviados evacuados de la planta de tratamiento del relleno Sanitario del Cantón Joya de los Sachas (Provincia de Orellana).(Proyecto de Investigación previo a la obtención del título de ingeniero ambiental.* Puyo, Ecuador : Universidad Estatal Amazónica. Obtenido de https://repositorio.uea.edu.ec/xmlui/handle/123456789/525.

Mosquera, Y. B., & Borrero, J. L. (2012). *Tratamiento de lixiviados mediante humedales artifi ciales : revisión del estado del arte. Revista Tumbaga, 7, 73–99.*

Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapullaiah, P. V., & Ramachandra, T. V. (2017). *Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate.Environmental Pollution, 220, 1-12. doi:10.1016/j.envpol.2016.09.002.*

Neczaj, E., Okoniewska, E., & Kacprzak, M. (2005). *Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. Desalination, 185(1), 357-362.* doi:https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.044

Nivala, J., Hoos, M. B., Cross, C., Wallace, S., & Parkin, G. (2007). *Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. Science of The Total Environment, 380(1-3), 19-27.Environment, 380(1-3), 19-27.* doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.030

Nivya, T. K., & Minimol Pieus, T. (2016). *Comparison of Photo ElectroFenton Process(PEF) and combination of PEF Process and Membrane Bioreactor in the*

treatment of Landfill Leachate. Procedia Technology, 24, 224-231. doi:https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.05.030

Noguera, K., & Olivero, J. (2010). *Los rellenos sanitarios en Latinoamérica: caso Colombiano. La Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.*

Ocampo , C., Silva , M., & Carrera, J. (2014). *Calculo y Diseño del Sistema de Alcantarillado separado Sanitario-Pluvial y Tratamiento de las aguas servidaspara el barrio Chiriboga y Recinto El Rocio en la Parróquia de Lloa, Cantón Quito , Provincia de Pichincha.* . Obtenido de file:///C:/Users/usuario/Downloads/tanque%20se.pdf

Oulego, P., Collado, S., Laca, A., & Díaz, M. (2016). *Impact of leachate composition on the advanced oxidation treatment. Water Research, 88, 389-402.* doi:https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.048

Oumar, D., Patrick, D., Gerardo, B., Rino, D., & Ihsen, B. S. (2016). *Coupling biofiltration process and electrocoagulation using magnesium-based anode for the treatment of landfill leachate. Journal of Environmental Management, 181, 477-483.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.067

Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., & Gomec-Yangin, C. (2003). *Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. Waste Management, 23(5), 441-446.* doi:https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00061-8

Patwardhan, A. W. (2003). *Rotating biological contactors: A review. Industrial and Engineering Chemistry Research, 42(10), 2035-2051.* doi:10.1021/ie0200104

Pellón, A., López, M., Espinosa, M., & González, O. (2015). *Propuesta para tratamiento de lixiviados en un verte-dero de residuos sólidos urbanos. Ing. Hidrául. Ambient.*

Peluffo, J. C., & Fernández, R. O. (2016). *Tratamiento De Aguas Residuales Usando Rhizophora Mangle.* Universidad de Cartagena.

Pesántes, L., Ruiz, V., Muñoz, M., & Aldás, M. (2018). *Estudio piloto para el tratamiento de lixiviados generados en un botadero controlado. Gestión y Ambiente, 21(2), 233-241.* doi:https://doi.org/10.15446/ga.v21n2.74908

Peyravi, M., Jahanshahi, M., Alimoradi, M., & Ganjian, E. (2016). *Old landfill leachate treatment through multistage process: membrane adsorption bioreactor and nanofitration. Bioprocess and Biosystems Engineering, 39(12), 1803-1816.* doi:10.1007/s00449-016-1655-0

Piatkiewicz, W., Biemacka, E., & Suchecka, T. (2001). *A Polish study: Treating landfill leachate with membranes. Filtración y Separación.*

Poblete, R., Oller, I., Maldonado, M. I., & Cortes, E. (2019). *Improved landfill leachate quality using ozone, UV solar radiation, hydrogen peroxide, persulfate and*

adsorption processes. Journal of Environmental Management, 232, 45-51. doi:10.1016/j.jenvman.2018.11.030

Primo, O., Rivero, M. J., Urtiaga, A. M., & Ortiz, I. (2009). *Nitrate removal from electro-oxidized landfill leachate by ion exchange. Journal of Hazardous Materials, 164(1), 389-393.* doi:10.1016/j.jhazmat.2008.08.012

Pullugando, J. (2018). *Caracterización físico, química de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario del cantón Baños de Agua Santa. (Proyecto de Investigación previo a la obtención del título de ingeniera ambiental, Universidad Estatal Amazónica.* Puyo, Ecuador. Obtenido de https://repositorio.uea.edu.ec/xmlui/handle/123456789/469

Quevedo Asanza, Á. J. (2013). *Diseño de un tren para lixiviados del relleno sanitario "Las Iguanas" de la ciudad de Guayaquil.Grado de Ingenieria Civil.* Guayaquil-Ecuador : Universidad Católica Santiago de Guayaquil. Obtenido de http://repositorio.ucsg.edu.ec/bitstream/3317/8406/1/T-UCSG-PRE-ING-IC-210.pdf.

Ren, X., Xu, X., Xiao, Y., Chen, W., & Song, K. (2019). *Effective removal by coagulation of contaminants in concentrated leachate from municipal solid waste incineration power plants. Science of The Total Environment, 685, 392-400.* doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.392

Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S, Dirassouy, F., & Moulin, P. (2008). *Landfill leachate treatment:Review and opportunity. Journal of Hazardous Materials.*

Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). *Landfill leachate treatment: Review and opportunity. Journal of Hazardous Materials, 150(3), 468-493.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077

Reyes, J., Ramirez , J., Lazaro, O., Carreon, C., & Martin, M. (2008). *Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in México,Waste Management.* Mèxico.

Rivadeneira, L. J. (2016). *Caracterización y análisis del funcionamiento del sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga. (Grado de Ingeniera Ambiental, Universidad San Francisco de Quito, Quito, Ecuador).* Obtenido de http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/5774.

Rodríguez, J., Castrillón, L., Marañón, E., Sastre, H., & Fernández , E. (2004). *Removal of non biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. Water Research, 38(14-15), 3297-3303.* doi:10.1016/j.watres.2004.04.032

Romero , J. A. (2004). *Tratamiento de aguas residuales: Teoria y principios de diseño.* (3 ed.). Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.

Romero, R. J. (2010). *Tratamiento de Aguas Residuales-teoría y principios de diseño. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.*

Saddoud, A., Ellouze, M., Dhouib, A., & Sayadi, S. (2007). *Anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater in Tunisia. Desalination, 207(1), 205-215.* doi:https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.08.005

Sáez, A., & Urdaneta, J. (2014, Diciembre). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Revista Omnia, 20*(3), 121-135. Retrieved from https://www.redalyc.org/pdf/737/73737091009.pdf

Salazar, L., & Saavedra, I. (2009). *Tratamiento de lixiviados, casos prácticos en diferentes temperaturas. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos.* Universidad del Norte, Colombia. 1-15. Obtenido de https://www.redalyc.org/pdf/933/93330767005.pdf?fbclid=IwAR0acR8MSiL1FdFYqFNRTC4j5_pt215wcJVuLepKV6emII6RtiCdgAaAMIM

Saleem, M., Spagni, A., Alibardi, L., Bertucco, A., & Lavagnolo, M. C. (2018). *Assessment of dynamic membrane filtration for biological treatment of old landfill leachate. Journal of Environmental Management, 213, 27-35.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.057

Sandoval, A. E. (2014). *Evaluación del desempeño de humedales construidos subsuperficial de flujo horizontal sembrados con especies nativas tropicales para la eliminación de Cr (VI) Y Cd (II) de lixiviado de relleno sanitario.* Universidad del Valle.

Santin-Gusman, M., Moreno-Andrés, J., Cisneros-Abad, M., & Aguilar-Ramirez, S. (2015). *Optimization for fenton process in removal of COD for landfill leachate treatment. International Journal of Environmental Science Development, 6(12), 920.* doi:10.7763/IJESD.2015.V6.722

Scandelai, A., Cardozo Filho, L., Martins, D. C., Freitas, T., Garcia, J. C., & Tavares, C. (2018). *Combined processes of ozonation and supercritical water oxidation for landfill leachate degradation. Waste Management, 77, 466-476.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.031

Sharitha, V., Srinivas, N., & Vuppata, N. (2017). *Analysis and optimization of coagulation and floculation process.* Obtenido de file:///C:/Users/usuario/Downloads/coagulacion%20flo.pdf

Silva, A. C., Dezotti, M., & Sant'Anna Jr , G. (2004). *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. Chemosphere, 55(2), 207-214.* doi:10.1016/j.chemosphere.2003.10.013

Silva, T. C., Soares, P. A., Manenti, D. R., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R. A., & Vilar, V. (2017). *An innovative multistage treatment system for sanitary landfill leachate depuration: Studies at pilot-scale. Science of The Total Environment, 576, 99-117.* doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.058

Silva, T., Silva, M., Cristina Cunha-Queda, A., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R., & Vilar, V. (2013). *Sanitary landfill leachate treatment using combined solar photo-Fenton and biological oxidation processes at pre-industrial scale.*

Chemical Engineering Journal, 228, 850-866. doi:https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.05.060

Singh, S. K., Townsend, T. G., Mazyck, D., & Boyer, T. H. (2012). *Equilibrium and intra-particle diffusion of stabilized landfill leachate onto micro- and meso-porous activated carbon.Water Research, 46(2), 491-499.* doi:10.1016/j.watres.2011.11.007

Smith, A. L., Stadler, L. B., Love, N. G., Skerlos, S. J., & Raskin, L. (2012). *Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. Bioresource Technology, 122, 149-159.* doi:10.1016/j.biortech.2012.04.055

Soto-Cabrera, A. I., Panimboza-Ojeda, A. P., Ilibay-Granda, C. G., Valverde-Lara, C. R., & Diéguez-Santana, K. (2020). Impacto ambiental de la operación del Centro de faenamiento de la ciudad de Puyo, Pastaza, Ecuador. Prospectiva, 18(1), 60-68. doi:https://doi.org/10.15665/rp.v18i1.2101Sruthi, T., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). *Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes. Chemosphere, 210, 38-43.* doi:10.1016/j.chemosphere.2018.06.172

Steiner, M., & Wiegel, U. (2008). *El libro de la basura / una guía básica para la gestión de residuos.* Madrid.

Syzdek , A., & Ahlert , R. (1984). *Download PDFView Record in Scopus. Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes. pp. 209-220* .

Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., & Samaras, P. (2003). *Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. Chemosphere, 53(7), 737-744.* doi:10.1016/S0045-6535(03)00513-7

Tatsi, A., Zouboulis, A., Matis, K., & Samaras , P. (2003). *Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, Journal of Chemosphere* (Vol. LII).

Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1996). *Gestión Integral de Residuos Sólido (Vol. I). España: Mc Graw-Hill* .

Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I. A., Tolkou, A. K., & Airoldi, M. (2017). *Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. Sustainability, 9(1),9.* doi:10.3390/su9010009

Torres, P. (2005). *Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. Ingeniería y desarrollo 18 de Julio de 2005 No 18.* . Universidad del Norte, Barranquilla. ISSN 0122 – 3461.: Ediciones Uninorte.

Torri, S. I. (2017). *¿Qué es un relleno sanitario? Publicación on-line del Centro de Estudios y Desarrollo de Políticas Públicas, CECePP.* Obtenido de http://cedepp.org.ar/?p=381

Trzcinski, A. P., & Stuckey, D. C. (2016). *Inorganic fouling of an anaerobic membrane bioreactor treating leachate from the organic fraction of municipal solid waste*

(OFMSW) and a polishing aerobic membrane bioreactor. Bioresource Technology, 204, 17-25. doi:https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.074

TULSMA. (2015). *Normas generales para descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce. Registro Oficial* (Nº 387 ed.). Obtenido de http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu155128.pdf

Umaiyakunjaram, R., & Shanmugam, P. (2016). *Study on submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) treating high suspended solids raw tannery wastewater for biogas production. Bioresource Technology, 216, 785-792.* doi:10.1016/j.biortech.2016.06.017

Vedrenne, M., Vasquez-Medrano, R., Prato-Garcia, D., Frontana-Uribe, B. A., & Ibanez, J. G. (2012). *Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment. Journal of Hazardous Materials, 205-206, 208-215.* doi:https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.060

Villafuerte, K. V. (2020). *Tratamiento de lixiviados mediante el proceso de oxidacion quimica con el peroxido de Calcio, para la reducción de la carga contaminante oxidativa en el relleno sanitario del catón Santo Domingo.(Mgs. en Gestión Ambiental).* Quito- Ecuador: Universidad Internacional SEK. Obtenido de http://repositorio.uisek.edu.ec/handle/123456789/3838.

Visvanathan, C., Choudhary, M. K., Montalbo, M. T., & Jegatheesan, V. (2007). *Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor. Desalination, 204(1), 8-16.* doi:https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.028

Wang, H., Wang, Y. -n., Li, X., Sun, Y., Wu, H., & 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.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.040

Wang, Z., & Banks, C. J. (2007). *Treatment of a high-strength sulphate-rich alkaline leachate using an anaerobic filter.* (Waste Management, 27(3), 359-366. ed.). doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.01.028

Wang, Z., Li, J., Tan, W., Wu, X., Lin, H., & Zhang, H. (2019). *Removal of COD from landfill leachate by advanced Fenton process combined with electrolysis. Separation and Purification Technology, 208, 3-11.* doi:10.1016/j.seppur.2018.06.048

Wang, Z., Peng, Y., Miao, L., Cao, T., Zhang, F., Wang, S., & Han, J. (2016). *Continuous-flow combined process of nitritation and ANAMMOX for treatment of landfill leachate.Bioresource Technology, 214, 514-519.* doi:https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.118

Wei, Y., Ji, M., Li, R., & Qin, F. (2012). *Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. Waste Management, 32(3), 448-455.* doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.008

Wiszniowski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., & Weber, J. V. (2006). *Landfill leachate treatment methods: A review. Environmental Chemistry Letters, 4(1), 51-61.* doi:10.1007/s10311-005-0016-z

Wu, L., Li, Z., Zhao, C., Liang, D., & Peng, Y. (2018). *A novel partial-denitrification strategy for post anammox to effectively remove nitrogen from landfill leachate. Science of The Total Environment, 633, 745-751.* doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.213

Wu, S., Zou, S., Liang, G., Qian, G., & He, Z. (2018). *Enhancing recovery of magnesium as struvite from landfill leachate by pretreatment of calcium with simultaneous reduction of liquid volume via forward osmosis. Science of The Total Environment, 610-611, 137-146.* doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.038

Xu, Y., Zhu, N., Sun, J., Liang, P., Xiao, K., & Huang, X. (2017). *Evaluación de la masa de oxígeno parámetros de transferencia para aplicaciones de ingeniería a gran escala de biorreactores de membrana Proceso Biochem. 60, 13 mi 18.* doi:doi:https: //doi.org/10.1016/ j.procbio.2017.05.020

Xue, Y., Zhao, H., Ge, L., Chen, Z., Dang, Y., & Sun, D. (2015). *Comparison of the performance of waste leachate treatment in submerged and recirculated membrane bioreactors. International Biodeterioration & Biodegradation, 102, 73-80.* doi:https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.01.005

Yuan, M. H., Chen, Y. H., Tsai, J. Y., & Chang, C. Y. (2016). *Ammonia removal from ammonia-rich wastewater by air stripping using a rotating packed bed. Process Safety and Environmental Protection, 102, 777-785.* doi:10.1016/j.psep.2016.06.021

Zamorano, M. (2007). *Diagnostico ambiental de vertederos de residuos urbanos / teoría y práctica.* Granada: Universidad de Granada.

Zhang, F., Peng, Y., Miao, L., Wang, Z., Wang, S., & Li, B. (2017). *A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for costeffective nitrogen removal from mature landfill leachate. Chemical Engineering Journal 313, 619-628.* doi:10.1016/j.cej.2016.12.105

Zhang, H., Wang, Z., Liu, C., Guo, Y., Shan, N., Meng, C., & Sun, L. (2014). *Removal of COD from landfill leachate by an electro/Fe2+/peroxydisulfate process. Chemical Engineering Journal, 250, 76-82.* doi:10.1016/j.cej.2014.03.114

Zhou, Q., Li, X., Lin, Y., Yang, C., Tang, W., Wu, S., & Lou, W. (2019). *Effects of copper ions on removal of nutrients fom swine wastewater and on release of dissolved organic matter in duckweed system.* Obtenido de https://doi.org/10.1016/j.biortech.

Ziyang, L., Youcaiz, Z., Tao, Y., Yu, S., Huili, C., Nanwen, Z., & Renhua, H. (2009). *Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages.*

Zolfaghari, M., Jardak, K., Drogui, P., Brar, S. K., Buelna, G., & Dubé, R. (2016). *Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-*

oxidation processes. Journal of Environmental Management, 184, 318-326. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.010