

TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS EN RELLENOS SANITARIOS

Carlos Jeffrey Bastos Daza ¹, ¹Ingeniero Ambiental, Universidad Francisco de Paula Santander,
jeffreymbastos777@gmail.com, carlosjbastosd@unilibre.edu.co

ISSN: 2590-6704

RESUMEN

El lixiviado se produce cuando la humedad ingresa a la basura en un relleno sanitario, extrae los contaminantes a la fase líquida y produce un contenido de humedad lo suficientemente alto como para iniciar el movimiento del líquido, se caracteriza por una alta demanda química y biológica de oxígeno y, por lo general, consiste en sustancias indeseables como contaminantes orgánicos e inorgánicos. El lixiviado está muy contaminado y debe tratarse para evitar la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, estos lixiviados de los rellenos sanitarios pueden diferir según el contenido y la edad del contenido del relleno sanitario, el procedimiento de degradación, el clima y las condiciones hidrológicas. Es común realizar un tratamiento de los lixiviados mediante un sistema de tratamiento combinado el cual consta de técnicas físicas, químicas y como también biológicas.

Palabras Clave: Lixiviado, relleno sanitario, contaminación ambiental, agua superficial, agua subterránea.

ABSTRACT

Leachate occurs when moisture enters the garbage in a landfill, draws contaminants to the liquid phase and produces a moisture content high enough to initiate the movement of the liquid, it is characterized by a high

chemical and biological demand for oxygen and generally consists of undesirable substances such as organic and inorganic pollutants. Leachate is highly contaminated and must be treated to avoid contamination of surface and groundwater, these leachates from landfills may differ depending on the content and age of the landfill content, degradation procedure, climate, and hydrological conditions. It is common to treat leachates through a combined treatment system which consists of physical, chemical, and biological techniques.

Keywords: Leached, landfill, environmental pollution, superficial water, underground water.

1. INTRODUCCIÓN

A través de los años, se desechan grandes cantidades de residuos por el ser humano que son generados por sus acciones de vida cotidiana, desarrollo económico y la industria, es importante caracterizar la importancia de conocer y separar los residuos para facilitar el proceso de recolección y compactación realizado por las empresas prestadoras del servicio de aseo (Rondón Toro et al., 2016).

Por consiguiente, se resalta la disposición final siendo un elemento de la gestión integral de los residuos sólidos - GIRS, debido a que aquellos residuos que no se reutilizan

requieren de un lugar donde compactarlos de forma definitiva (Torres-Lozada et al., 2014).

Los vertederos han evolucionado a partir de rellenos sanitarios al aire libre hasta vertederos de alta tecnología donde, se vigilan las emisiones latentemente peligrosas para el medio ambiente (líquidas y gaseosas). Tanto en los botaderos a cielo abierto como en los primeros botaderos sanitarios no se controlaron las emisiones líquidas (los llamados lixiviados) y se vertieron en aguas superficiales o se filtraron a las capas inferiores del suelo y en muchos casos se contaminaron los acuíferos (Novelo et al., 2004). Los lixiviados son aquellos líquidos que tuvieron contacto con residuos del relleno sanitario y son producidos por la disolución de uno o más compuestos de residuos urbanos en contacto con el agua, otro origen se debe por la dinámica de descomposición de los residuos (Gelvez & Contreras, 2006).

El agua de infiltración puede finalmente ser retirada del vertedero para tratarla con métodos fisicoquímicos y biológicos y así impedir la contaminación de aguas subterráneas y aguas superficiales (Reinhart & Basel Al-Yousfi, 1996). Las posibilidades para su tratamiento incluyen la reutilización de lixiviados para conservar los niveles de humedad del relleno sanitario, al realizar el tratamiento en el sitio (aeróbico, anaeróbico o fisicoquímico), para así realizar una descarga a las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales o una combinación de los anteriores (Duggan, 2005).

Los procesos de coagulación-floculación y flotación tienen como finalidad eliminar las partículas suspendidas de la fase líquida; a valores bajos de pH remueven las partículas de menor tamaño que le confieren color al lixiviado. Los procesos de adsorción y de oxidación Fenton intensiva pueden eliminar tanto partículas suspendidas como disueltas (Méndez Novelo et al., 2009).

En el presente trabajo de investigación, se presenta una categorización de los distintos tipos de tratamiento de lixiviados en los rellenos sanitarios, su importancia y finalidades para contribuir con el mejoramiento y protección del medio ambiente y de los recursos naturales.

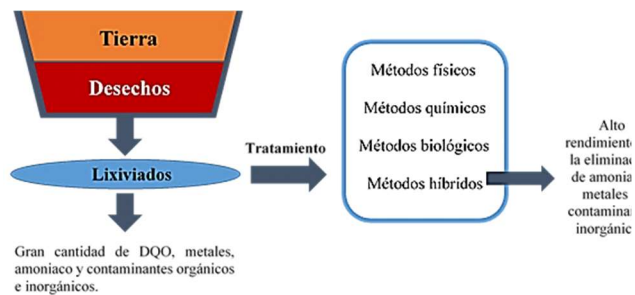
2. MARCO REFERENCIAL

2.1 Características del lixiviado de relleno sanitario

El lixiviado de relleno sanitario conocido también como vertedero, es un líquido oscuro maloliente, el cual alberga grandes cantidades de materia orgánica y material inorgánico, incluso contiene diversos materiales orgánicos refractarios como compuestos aromáticos y humus; sales inorgánicas tales como nitrógeno amoniacal, carbonato y sulfato; e iones metálicos como cromo, plomo y cobre (Christensen et al., 2001).

Otras características que se deben tener en cuenta en los lixiviados, es la variación en la cantidad y calidad del agua residual de los distintos rellenos sanitarios, ya que la ubicación geográfica tiene un impacto significativo. Estas diferencias pueden estar sujetas a las distintas culturas y comportamientos arraigados de las regiones. Además, la calidad del lixiviado puede variar en el mismo lugar de origen en diferentes momentos, en donde pueden ser divididos en lixiviados tempranos (menores a cinco años), a mediano plazo (de 5 a 10 años) y antiguos (mayores de 10 años) (Baig et al., 1999).

Figura 1. Lixiviado de vertedero. Fuente: Elaboración propia



Fuente: Elaboración propia

La biodegradabilidad de las aguas residuales generalmente, se determina mediante el uso de varios ensayos a largo plazo no estandarizados de laboratorio o a escala piloto con lodos activados como fuente de microorganismos activos (Nyholm, 1991). La evaluación de la biodegradabilidad generalmente comienza con la determinación de la biodegradación fácil en condiciones ambientales comunes y se actualiza con la evaluación del potencial de biodegradación en la prueba de evaluación de la biodegradabilidad, inherente en condiciones óptimas (Nyholm, 1996).

2.2 Tratamiento de lixiviados de los rellenos sanitarios

Un manejo apropiado puede reducir la cantidad y calidad del lixiviado, pero no puede eliminarse por completo, por lo que el tratamiento y disposición de estos lixiviados representa uno de los mayores costos operativos del relleno sanitario debido a que el lixiviado, está compuesto por grandes cantidades de materia orgánica y nitrógeno amoniacal, y a fin de mejorar las técnicas de eliminación se han incluido el pretratamiento físico y químico, seguido de procesos bioquímicos aeróbicos y anaeróbicos, concluyendo con otros métodos físicos y químicos para el tratamiento final en profundidad (Martinez-Lopez et al., 2014).

La selección del método de tratamiento apropiado depende estrictamente de las características y composición del lixiviado. Por lo que, para un tratamiento biológico eficaz, se debe evaluar su biotratabilidad. En el caso de una baja eficiencia de tratamiento de la planta biológica, se debe acudir a la implementación de métodos combinados de tratamiento para así lograr una mayor eficiencia (Žgajnar Gotvajn & Pavko, 2015).

Las funciones principales del pretratamiento constan en la eliminación de los sólidos suspendidos, para así descomponer parte de la materia orgánica y el nitrógeno amoniacal, llevar a cabo una disminución de la toxicidad y optimizar eficientemente la biodegradabilidad del lixiviado. Lo anterior puede lograrse mediante la coagulación y separación el nitrógeno amoniacal del lixiviado. La función de la etapa bioquímica posterior es eliminar la materia orgánica biodegradable y el nitrógeno amoniacal (Giraldo, 2001).

Los métodos de tratamiento mencionados a continuación, se encuentran basados en la medición de parámetros resumidos, como la eliminación de DQO, metales, amoníaco, etc. Se recomienda una combinación de diferentes técnicas de para lograr la degradación y disminución de la carga contaminante de estos lixiviados (Lindgaard-Jørgensen & Nyholm, 1988).

2.2.1 Transferencia de Lixiviados: Recirculación y tratamiento combinado con aguas residuales urbanas

Recirculación: Consiste en canalizar y bombear el lixiviado para reintroducirlo en la masa de residuos. Esta elección es la más económica de las enseñadas, ya que simplemente se necesita instalar un sistema de bombeo, por lo que conlleva un bajo mantenimiento y bajos costos operativos (Luo et al., 2021).

La recirculación de lixiviados da como resultado un incremento en la cantidad de humedad en la masa de desechos, lo que a su vez induce un incremento en la tasa de producción de biogás. Así, se consigue una importante reducción de la DQO que se trasladará en la generación del lixiviado posterior (Xing et al., 2020). Sin embargo, una recirculación excesiva puede afectar de forma negativa la digestión anaeróbica de la masa de desechos. Además de mejorar la calidad del lixiviado, la recirculación hace que el tiempo necesario para la maduración de la masa residual se reduzca a 2 o 3 años (Sohoo et al., 2021).

Tratamiento combinado con aguas residuales urbanas: Consiste en la canalización y bombeo del lixiviado a la red de saneamiento para posteriormente ser tratada en una depuradora de aguas residuales urbanas. Esta técnica implica un costo y mantenimiento bajo, como también una baja dificultad operativa, ya que solo se debe instalar una red de bombeo y transporte hasta el punto de mezcla con aguas residuales urbanas y el pago de impuestos por vertido a la red pública de saneamiento (Lin & Chang, 2000).

La presencia en el lixiviado de compuestos inhibidores de baja biodegradabilidad y metales pesados puede reducir la eficiencia del tratamiento de EDAR y aumentar las concentraciones de contaminantes en el efluente. Como ventajas de esta gestión, destaca que no se requiere una adición extraordinaria de nutrientes en la EDAR, ya que el lixiviado aporta suficiente nitrógeno y las aguas residuales urbanas aportan suficiente fósforo para el correcto funcionamiento de los tratamientos biológicos de la planta (Pesci Pereira et al., 2018).

2.2.2 Biodegradación: Procesos anaerobios y aerobios

La eliminación de materia orgánica mediante un proceso de lodos activados, se considera la forma más eficaz y económica de lograr el resultado deseado. Los consumos bajos de energía durante el proceso anaeróbico combinado con la eficacia de la técnica aeróbica podrían minimizar considerablemente el daño ambiental ocasionado por el lixiviado (Sanguanpak et al., 2015). No obstante, a causa de la composición compleja de los lixiviados, se debe tener en cuenta que gran cantidad de materia orgánica permanecerá en el efluente final descargado después de estos tratamientos biológicos y esto obstaculiza el cumplimiento de los estándares regulatorios. Aún se requieren más desarrollo y métodos de eliminación más efectivos (Imai et al., 1995).

2.2.2.1 Proceso de lodos activados anaeróbicos

El proceso de lodos activados anaeróbicos para el tratamiento de lixiviados de vertederos puede incluir manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB), biorreactor de membrana anaeróbica (MBR) y reactor de manto de lodo granular expandido (EGSB). El proceso UASB da como resultado una alta eficiencia de eliminación y una gran carga volumétrica. Por lo tanto, este método se utiliza a menudo para tratar lixiviados con alto contenido orgánico (Bohdziewicz et al., 2008); Los MBR anaeróbicos contienen una alta concentración de lodos y la calidad del efluente de este proceso es buena para procesar el afluente que comprendía un 20% de lixiviados y un 80% de aguas residuales (Ağdağ & Sponza, 2005); El EGSB, un reactor anaeróbico de tercera generación, tiene la característica de una alta carga volumétrica, y una tasa de

eliminación de DQO del 85% al 90% (Liu et al., 2012).

2.2.2.2 Proceso de lodos activados aeróbicos

El proceso de lodos activados aeróbicos para el tratamiento de lixiviados incluye reactores de secuenciación por lotes (SBR), biorreactores de membrana aeróbica (MBR), el proceso A/O y reactores de biopelícula (Zolfaghari et al., 2016). Los SBR son la tecnología sobresaliente y comúnmente utilizada en el tratamiento de lixiviados de vertederos debido a su gran capacidad y estructura simple; Los MBR se utilizan, a menudo para tratar los lixiviados debido a su alta concentración de lodos y la buena calidad del agua efluente; El proceso A/O se usa a menudo para tratar lixiviados, debido a su fuerte remoción de nitrógeno, la tasa de reducción de DQO, también es muy buena cuando se utiliza A/O para procesar lixiviados de vertederos (Klimiuk & Kulikowska, 2006).

En la actualidad, el proceso de lodos activados aeróbicos, se utiliza para la eliminación del amonio en los lixiviados. Sin embargo, la eficiencia de la disminución de la DQO también es muy significativo. Una vez completado el tratamiento aeróbico del lixiviado, los organismos biológicos pueden eliminarse casi por completo. Como resultado, las amenazas al medio ambiente ocasionadas por los lixiviados de los rellenos presentan una disminución significativa (Lim et al., 2010).

2.3 Métodos Físicoquímicos: Oxidación química, adsorción, precipitación química, coagulación/floculación, y extracción con aire.

Oxidación química: Hay muchas sustancias químicas comunes que se utilizan como oxidantes. Estos incluyen cloro, permanganato

de potasio, peróxido de hidrógeno, hipoclorito de calcio y ozono. Cada uno de estos oxidantes químicos tienen sus propias ventajas y desventajas. Los procesos de oxidación eliminan los contaminantes mediante la oxidación directa e indirecta de la sustancia durante el tratamiento (Wu et al., 2004). En el proceso de oxidación directa, los contaminantes son adsorbidos sobre los oxidantes y destruidos por la reacción de transferencia de electrones de los oxidantes. Los mecanismos de eliminación debido a la oxidación indirecta de los oxidantes son producto de radicales libres intermedios como O_2 , OH y HO_2 que están involucrados en la oxidación y degradación de contaminantes (Masten et al., 1996).

Adsorción: El proceso de adsorción utiliza el material o medio que tiene la capacidad de adsorber sustancias disueltas en agua en sus superficies porosas. Estos materiales se denominan adsorbentes y las sustancias adsorbidas se conocen como adsorbatos (Meier et al., 2002). Los mecanismos de adsorción generalmente se clasifican como adsorción física, quimisorción o adsorción electrostática. La adsorción física es estimulada por fuerzas moleculares débiles como las fuerzas de Van der Waals, mientras que la quimisorción involucra una reacción química para la formación de un enlace químico entre el adsorbato y la superficie del adsorbente (Bekbölet et al., 1996).

La adsorción electrostática implica la adsorción de iones a través de fuerzas Coulombic y normalmente se denomina intercambio iónico que elimina los iones de la fase acuosa mediante el intercambio de cationes o aniones entre los contaminantes y el medio de intercambio (Foul et al., 2009). Hay muchos factores que podrían afectar el proceso de adsorción del lixiviado, como las

propiedades químicas de los adsorbatos, las propiedades adsorbentes y las características del lixiviado. La presencia de ciertas sustancias en las aguas residuales adsorberá y afectará las capacidades de adsorción entre sí, especialmente en el lixiviado de vertederos que contiene una amplia gama de contaminantes (Kargi & Yunus Pamukoglu, 2003).

Precipitación química: El mecanismo de eliminación por precipitación química consiste en transformar los contaminantes del interior del lixiviado en formas sólidas que se pueden eliminar fácilmente del agua (Schulze-Rettmer, 1991). Este proceso es eficaz para eliminar muchos contaminantes junto con los procesos de coagulación con el uso de cal, alumbre, sulfato férrico y sulfato ferroso. El proceso de eliminación por precipitación depende, especialmente de la disolución de los contaminantes en el lixiviado. Por ejemplo, los metales pesados que existen en el lixiviado en forma de cationes pueden precipitar como formas sólidas de hidróxido y carbonato (Li et al., 1999).

Coagulación/Floculación: En el proceso de coagulación, al lixiviado se agregan químicos conocidos como coagulantes, que afectan la estabilidad de las partículas coloidales en la muestra. Esto hace que las partículas coloidales floculen (se aglomeren) y formen flóculos más grandes que pueden eliminarse del lixiviado por sedimentación en un período de tiempo apropiado (Z. Wang et al., 2002). La coagulación implica la mezcla instantánea de coagulantes en el lixiviado seguido de un proceso de floculación, que es el proceso de agitación lenta, para lograr el tamaño de flóculos, adecuado para el asentamiento (Chen, 1996).

La coagulación y la floculación son aplicadas generalmente para la eliminación de partículas coloidales que se precipitan lentamente al fondo y también, se han utilizado para la eliminación de nutrientes. Para un tratamiento eficaz de los lixiviados por coagulación-floculación, son importantes factores como la selección de tipos y dosis de coagulantes, el efecto del pH, los parámetros del lixiviado y la producción de lodos, que han sido estudiados por varios investigadores (Amokrane et al., 1997).

Extracción con aire (EA): La extracción por aire es un proceso de llevar el aire al lixiviado o airear el lixiviado. La EA es usada comúnmente para la eliminación del sulfuro de hidrógeno (olor y sabor), la eliminación del dióxido de carbono (minimizar la utilización de cal) y eliminación de los COV. El proceso de EA depende de la eficacia en la mezcla entre las fases (aire y lixiviado) y en la maximización del área de contacto entre las dos (Ozturk et al., 2003). Varios tipos de operaciones que se pueden utilizar en el proceso son los depósitos de decapado (difuso y aireado mecánicamente) y las torres de decapado (torre de rociado, bandeja o empaquetada). Numerosos investigadores han informado de la aplicación de la separación por aire como un tratamiento alternativo de lixiviados para reducir el nitrógeno amoniacal. El proceso de EA también se ve afectado, por la temperatura circundante, ya que la temperatura fría reduce la eliminación de nitrógeno amoniacal (Cheung et al., 1997).

2.4 Procesos Tecnológicos (a través de membranas): *Microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa.*

Microfiltración (MF): La membrana MF, es una membrana porosa que tiene el tamaño de poro más grande entre todos los procesos de

membrana y se utiliza principalmente para separar micropartículas (clarificación) en el sistema de tratamiento (Tyre et al., 1991). Dado que el mecanismo de eliminación de las membranas de MF, se debe únicamente al filtrado de partículas, no puede tratar eficazmente las aguas residuales altamente contaminadas, como los lixiviados de vertederos. Los procesos de membrana MF son incapaces de eliminar bacterias y compuestos como el ácido húmico y los iones inorgánicos (Ahn et al., 2002).

Ultrafiltración (UF): UF pertenece al grupo de membranas porosas y es capaz de separar compuestos de partículas de menor tamaño en MF. El UF que puede producir agua de alta calidad con respecto a los sólidos en suspensión, se ha utilizado para la filtración directa o fluidos tratados biológicamente para reemplazar la sedimentación y mejorar la calidad (Pirbazari et al., 1996). Generalmente, un sistema de UF tubular convencional con velocidades de flujo de aproximadamente 4 m / s requiere un alto consumo de energía específica de aproximadamente 10 kWh / m³ de permeado. Los procesos de UF se han investigado principalmente como un sistema de pretratamiento para ósmosis inversa y UF, ya que puede prevenir el ensuciamiento en el sistema de tratamiento adicional y también para su combinación con otros procesos de tratamiento (Syzdek & Ahlert, 1984).

Nanofiltración (NF): Durante los últimos años, los procesos de NF han ganado popularidad para reemplazar el proceso de Ósmosis inversa (OI) en el tratamiento de lixiviados. El proceso de NF también se denomina OI de baja presión debido a la selectividad del NF en la eliminación de iones dentro de las aguas residuales, debido a la diferencia de presiones osmóticas (Linde & Jönsson, 1995). El proceso NF puede eliminar los contaminantes mediante el tamizado y el transporte controlado por difusión (causado por la diferencia en la presión osmótica) para

las moléculas orgánicas y los iones inorgánicos, que es lo mismo que el OI (Morawe et al., 1995). En comparación con el OI, el NF tiene una estructura más suelta que puede eliminar los contaminantes dentro de tamaños de molécula que varían de 200 a 300 g/mol, lo que permite un flujo más alto y una presión de funcionamiento más baja que en la OI.

El NF también permite la eliminación de iones, debido a interacciones electrostáticas entre los iones y el NF. Membranas (Trebouet et al., 2001). Las interacciones electrostáticas ocurren porque la mayoría de las membranas NF son membranas compuestas de película delgada de polímeros hidrófobos con incorporación de un grupo cargado negativamente. Los procesos de NF se han enfocado para estudios de tratamiento de lixiviados por sus capacidades, que son casi similares a las de OI y se pueden aplicar a presiones operativas más bajas (Marttinen et al., 2002).

Ósmosis inversa (OI): La OI utiliza una membrana semipermeable como barrera entre dos soluciones con diferentes concentraciones. De aquí en adelante, se genera presión osmótica entre las dos soluciones y la separación se logra aplicando más presión que la presión osmótica en la que solo el solvente pasará a través de la membrana. Al tamizar el mecanismo, el proceso de OI también elimina casi todos los constituyentes con una masa molecular de aproximadamente 150 kg / kmol (Kattel et al., 2016). Para el tratamiento mediante proceso de OI, la alta conductividad del lixiviado es un parámetro importante para considerar, ya que funciona según el principio de diferencia en la presión osmótica. La conductividad (sólido disuelto) del lixiviado que está relacionada con la concentración de sales, es un parámetro importante debido a que su relación indetermina la presión osmótica (Rautenbach et al., 1997).

2.5 Dificultades para tratar el lixiviado de vertederos.

En la actualidad, las dificultades que más se suelen presentar durante el tratamiento de los lixiviados son las siguientes:

- El lixiviado tiene un alto contenido orgánico y una gran cantidad de moléculas orgánicas y tóxicas. Los estándares de descarga, no se pueden lograr utilizando un solo proceso bioquímico o fisicoquímico; Se requiere una combinación de procesamiento fisicoquímico y bioquímico. Elegir un proceso combinado razonable, económico y eficiente es el primer desafío (Martinez-Lopez et al., 2014).
- Los niveles de nitrógeno amoniacal, son altos y es difícil identificar un proceso de eliminación de nitrógeno efectivo y completo para los lixiviados. Los procesos de tratamiento biológico tradicionales pueden eliminar eficazmente el nitrógeno amoniacal, pero no es ideal para la eliminación del nitrógeno total. Mejorar la eficiencia de la eliminación del nitrógeno total mediante el proceso de tratamiento biológico es la segunda dificultad clave (Domènech et al., 2001).
- Los cambios significativos en la calidad y cantidad del agua aumentan la dificultad de identificar un método de descarga estándar estable. En diferentes temporadas, la calidad y cantidad del agua lixiviada puede ser muy diferente, lo que desafía tanto la selección como la operación de un proceso de tratamiento adecuado. Identificar una combinación adecuada de tecnologías disponibles y cómo usarlas para asegurar una operación estable, es el tercer desafío en el tratamiento de lixiviados (Pellón Arrechea et al., 2015).
- El proceso de tratamiento es complejo y los costos son muy altos. Para lograr los

estándares de descarga, las plantas de tratamiento de lixiviados a menudo utilizan nanofiltración y ósmosis inversa, lo que hace que los costos de tratamiento sean altos. La reducción de costes en el tratamiento de lixiviados es la cuarta dificultad principal (F. Wang et al., 2003).

3. CONCLUSIONES

Muchos desechos municipales e industriales todavía terminan en el vertedero y, en consecuencia, la cantidad de desechos depositados es significativa en todo el mundo. A pesar de que la separación de desechos está aumentando, los orgánicos todavía están en el relleno sanitario y proporcionan un buen ambiente para los procesos microbianos, lo que resulta en la producción de biogás y lixiviados. La composición y la cantidad de lixiviado varían con la edad y dependen de muchos factores. Los componentes importantes del lixiviado son compuestos orgánicos, que son degradables al comienzo de la operación del relleno sanitario y se vuelven cada vez más persistentes y potencialmente peligrosos durante los procesos bióticos y abióticos en el cuerpo del relleno sanitario. Estas sustancias tóxicas deben eliminarse adecuadamente para evitar la contaminación ambiental.

Es preciso identificar la adecuada combinación de tratamientos bioquímicos y fisicoquímicos para la eliminación de los lixiviados de los vertederos. Igualmente, mejorar la potencialidad del proceso de tratamiento bioquímico, la optimización de la tasa de eliminación de nitrógeno total y la reducción de los costos serían los desafíos principales que se asocian a los procesos de tratamiento de lixiviados.

Los procesos de lodos activados son la tecnología preferida para el tratamiento de lixiviados en los vertederos, una descarga que cumpla con los estándares requeridos sería fácil de realizar, si se pudieran resolver los problemas de materia orgánica y nitrógeno total.

Los tratamientos de lixiviados como la nitrificación / desnitrificación no es capaz de eliminar la amplia gama de contaminantes en el lixiviado de vertederos. El tratamiento no alcanza el nivel óptimo exigido por la ley en muchos países. Por lo tanto, para alcanzar estos estándares, se han aplicado muchos tratamientos que involucran procesos fisicoquímicos para el tratamiento de lixiviados.

Por lo general, las combinaciones de procesos para el tratamiento de lixiviados a fin de mejorar la eficiencia y obtener una concentración más baja en el nivel de descarga son demasiado costosas, lo que las hace inviables y solo deben considerarse para lixiviados de desechos extremadamente peligrosos.

El tratamiento biológico en forma de reciclaje y tratamiento combinado con aguas residuales domésticas, así como el tratamiento bacteriano con lodos activados en condiciones aeróbicas y anaeróbicas, han cobrado relevancia en la última década. Estos tratamientos parecen ser un método prometedor para la eliminación de materia orgánica biodegradable y refractaria del lixiviado del vertedero.

Antes de la aplicación a escala industrial (scale-up), generalmente se requiere una investigación a escala de laboratorio y planta piloto desde el punto de vista de la ingeniería. En donde las pruebas de laboratorio de

toxicidad y biodegradabilidad sean factibles para llevar a cabo el comienzo del proceso de tratamiento de lixiviados tanto para pequeña, mediana y gran escala.

Se ha trabajado mucho en el tratamiento biológico de los lixiviados de vertedero, pero aún existe una brecha en la modelización matemática de este proceso, que no ha ganado en importancia como en otros campos de la biotecnología. Por lo tanto, esta herramienta de ingeniería debe de ser considerada para investigarse y aplicarse más a fondo.

El proceso combinado de adsorción y precipitación química, es una opción eficaz de pretratamiento in situ para proteger una planta de tratamiento de aguas residuales contra cualquier posible carga de choque orgánico. La adsorción y la precipitación química tienen características distintivas de operación simple, flexible, estable y confiable contra la fluctuación de la calidad del lixiviado y el caudal, y podrían usarse como pre y postratamiento, o como opción de mejora.

El rendimiento y confiabilidad de la técnica, la flexibilidad de la planta y la rentabilidad son los factores clave que juegan un papel importante, en la selección del sistema de tratamiento más adecuado para los lixiviados. Todos los factores mencionados anteriormente, deben tenerse en cuenta a la hora de seleccionar el tratamiento más eficaz y económico para proteger el medio ambiente.

4. BIBLIOGRAFÍA

- 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.

- <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.02.021>
- Ahn, W.-Y., Kang, M.-S., Yim, S.-K., & Choi, K.-H. (2002). Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. *Desalination*, *149*(1–3), 109–114. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00740-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00740-3)
- Amokrane, A., Comel, C., & Veron, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, *31*(11), 2775–2782. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00147-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00147-4)
- Baig, S., Coulomb, I., Courant, P., & Liechti, P. (1999). Treatment of Landfill Leachates: Lapeyrouse and Satrod Case Studies. *Ozone: Science & Engineering*, *21*(1), 1–22. <https://doi.org/10.1080/01919519908547255>
- Bekbölet, M., Lindner, M., Weichgrebe, D., & Bahnemann, D. W. (1996). Photocatalytic detoxification with the thin-film fixed-bed reactor (TFFBR): Clean-up of highly polluted landfill effluents using a novel TiO₂-photocatalyst. *Solar Energy*, *56*(5), 455–469. [https://doi.org/10.1016/0038-092X\(96\)00020-5](https://doi.org/10.1016/0038-092X(96)00020-5)
- Bohdziewicz, J., Neczaj, E., & Kwarciak, A. (2008). Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. *Desalination*, *221*(1–3), 559–565. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.117>
- Chen, P. H. (1996). Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment. *Environment International*, *22*(2), 225–237. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(96\)00008-6](https://doi.org/10.1016/0160-4120(96)00008-6)
- Cheung, K. C., Chu, L. M., & Wong, M. H. (1997). Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, Air, and Soil Pollution*, *94*(1–2), 209–221. <https://doi.org/10.1007/BF02407103>
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, *16*(7–8), 659–718. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M., & Campos, J. C. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, *232*, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Domènech, X., Jardim, W., & Litter, M. (2001). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. *Academia*, 3–26.
- Duggan, J. (2005). The potential for landfill leachate treatment using willows in the UK—A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, *45*(2), 97–113. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.02.004>
- Foul, A. A., Aziz, H. A., Isa, M. H., & Hung, Y. T. (2009). Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. *International Journal of Environment and Waste Management*, *4*(3/4), 282. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2009.027397>
- Gelvez, J. H. S., & Contreras, A. Á. (2006). Tratamiento biológico del lixiviado generado en el relleno sanitario “El Guayabal” de la ciudad San José de Cúcuta. *Ingeniería y Desarrollo*, *1*(20), 95–105.
- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería*, *14*, 44–55. <https://doi.org/10.16924/riua.v0i14.538>
- Imai, A., Onuma, K., Inamori, Y., & Sudo, R. (1995). Biodegradation and adsorption in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process. *Water Research*, *29*(2), 687–694. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00147-Y](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00147-Y)
- Kargi, F., & Yunus Pamukoglu, M. (2003). Simultaneous adsorption and biological treatment of pre-treated landfill leachate by

- fed-batch operation. *Process Biochemistry*, 38(10), 1413–1420. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00030-X](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00030-X)
- Kattel, E., Kivi, A., Klein, K., Tenno, T., Dulova, N., & Trapido, M. (2016). Hazardous waste landfill leachate treatment by combined chemical and biological techniques. *Desalination and Water Treatment*, 57(28), 13236–13245. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1057539>
- Klimiuk, E., & Kulikowska, D. (2006). Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Management*, 26(10), 1140–1147. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.09.011>
- Li, X. Z., Zhao, Q. L., & Hao, X. D. (1999). Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*, 19(6), 409–415. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(99\)00148-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(99)00148-8)
- Lim, P.-E., Lim, S.-P., Seng, C.-E., & Noor, A. M. (2010). Treatment of landfill leachate in sequencing batch reactor supplemented with activated rice husk as adsorbent. *Chemical Engineering Journal*, 159(1–3), 123–128. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.02.064>
- Lin, S. H., & Chang, C. C. (2000). Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*, 34(17), 4243–4249. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00185-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00185-8)
- Linde, K., & Jönsson, A.-S. (1995). Nanofiltration of salt solutions and landfill leachate. *Desalination*, 103(3), 223–232. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(95\)00075-5](https://doi.org/10.1016/0011-9164(95)00075-5)
- Lindgaard-Jørgensen, P., & Nyholm, N. (1988). Characterization of the biodegradability of complex wastes. *Chemosphere*, 17(10), 2073–2082. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(88\)90018-5](https://doi.org/10.1016/0045-6535(88)90018-5)
- Liu, J., Luo, J., Zhou, J., Liu, Q., Qian, G., & Xu, Z. P. (2012). Inhibitory effect of high-strength ammonia nitrogen on bio-treatment of landfill leachate using EGSB reactor under mesophilic and atmospheric conditions. *Bioresource Technology*, 113, 239–243. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.114>
- Luo, L., Kaur, G., Zhao, J., Zhou, J., Xu, S., Varjani, S., & Wong, J. W. C. (2021). Optimization of water replacement during leachate recirculation for two-phase food waste anaerobic digestion system with off-gas diversion. *Bioresource Technology*, 335, 125234. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125234>
- Martinez-Lopez, A., Padrón-Hernández, W., Rodríguez-Bernal, O. F., Chiquito-Coyotl, O., Escarola-Rosas, M. A., Hernández-Lara, J., Elvira-Hernández, E. A., Méndez, G. A., Tinoco-Magaña, J., & Martínez-Castillo, J. (2014). Alternativas actuales del manejo de lixiviados. *Avances En Química*, 9(1), 37–47.
- Marttinen, S. ., Kettunen, R. ., Sormunen, K. ., Soimasuo, R. ., & Rintala, J. . (2002). Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 46(6), 851–858. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3)
- Marulanda Cardona, V. F., Marulanda Buitrago, P. A., & Alvarado Acosta, D. H. (2017). Landfill leachate treatment by batch supercritical water oxidation. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 27(2), 5–26. <https://doi.org/10.18359/rcin.2305>
- Masten, S. J., Galbraith, M. J., & Davies, S. H. R. (1996). Oxidation of 1,3,5-trichlorobenzene using advanced oxidation processes. *Ozone: Science & Engineering*, 18(6), 535–547. <https://doi.org/10.1080/01919512.1997.10382862>
- Meier, J., Melin, T., & Eilers, L. H. (2002). Nanofiltration and adsorption on powdered

- adsorbent as process combination for the treatment of severely contaminated waste water. *Desalination*, 146(1–3), 361–366. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00513-1](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00513-1)
- Méndez Novelo, R. I., Castillo Borges, E. R., Sauri Riancho, M. R., Quintal Franco, C. A., Giacomán Vallejos, G., & Jiménez Cisneros, B. (2009). Comparación de cuatro tratamientos fisicoquímicos de lixiviados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 133–145.
- Morawe, B., Ramteke, D. S., & Vogelpohl, A. (1995). Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 34(3), 299–303. [https://doi.org/10.1016/0255-2701\(94\)04017-6](https://doi.org/10.1016/0255-2701(94)04017-6)
- Novelo, R. M., Borges, E. C., Riancho, M. R. S., Franco, C. Q., Vallejos, G. G., & Mejía, B. J. (2004). Tratamiento fisicoquímico de los lixiviados de un relleno sanitario. *Ingeniería*, 8(2), 155–163.
- Nyholm, N. (1991). The european system of standardized legal tests for assessing the biodegradability of chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10(10), 1237–1246. <https://doi.org/10.1002/etc.5620101002>
- Nyholm, N. (1996). Biodegradability characterization of mixtures of chemical contaminants in wastewater — the utility of biotests. *Water Science and Technology*, 33(6), 195–206. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00326-5](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00326-5)
- 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. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00061-8)
- Pellón Arrechea, A., López Torres, M., Espinosa Lloréns, M. del C., & González Díaz, O. (2015). Propuesta para tratamiento de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos urbanos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 36(2), 3–16.
- Pesci Pereira, C., da Conceição Pereira, T., Gomes, G., Quintaes, B. R., Bila, D. M., & Campos, J. C. (2018). Evaluation of reduction estrogenic activity in the combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage. *Waste Management*, 80, 339–348. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.018>
- Pirbazari, M., Ravindran, V., Badriyha, B. N., & Kim, S.-H. (1996). Hybrid membrane filtration process for leachate treatment. *Water Research*, 30(11), 2691–2706. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00183-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00183-2)
- Ramírez Hernández, O. (2015). Identificación de problemáticas ambientales en Colombia a partir de la percepción social de estudiantes universitarios localizados en diferentes zonas del país. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(3), 293–310.
- Rautenbach, R., Vossenkaul, K., Linn, T., & Katz, T. (1997). Waste water treatment by membrane processes — New development in ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. *Desalination*, 108(1–3), 247–253. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(97\)00032-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(97)00032-5)
- Reinhart, D. R., & Basel Al-Yousfi, A. (1996). The Impact of Leachate Recirculation On Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 14(4), 337–346. <https://doi.org/10.1177/0734242X9601400402>
- Rondón Toro, E., Szantó Narea, M., Pacheco, J. F., Contreras, E., & Gálvez, A. (2016). *Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios* (Issue 2). Publicación de las Naciones Unidas.
- Sáez, A., & Urdaneta, J. (2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Omnia Año*, 20(3), 1315–8856.

- Sanguanpak, S., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., & Yamamoto, K. (2015). Influence of operating pH on biodegradation performance and fouling propensity in membrane bioreactors for landfill leachate treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 102, 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.024>
- Schulze-Rettmer, R. (1991). The Simultaneous Chemical Precipitation of Ammonium and Phosphate in the form of Magnesium-Ammonium-Phosphate. *Water Science and Technology*, 23(4–6), 659–667. <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0516>
- Sohoo, I., Ritzkowski, M., & Kuchta, K. (2021). Influence of moisture content and leachate recirculation on oxygen consumption and waste stabilization in post aeration phase of landfill operation. *Science of The Total Environment*, 773, 145584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145584>
- Syzdek, A. C., & Ahlert, R. C. (1984). Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes. *Journal of Hazardous Materials*, 9(2), 209–220. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(84\)80018-7](https://doi.org/10.1016/0304-3894(84)80018-7)
- Torres-Lozada, P., Barba-Ho, L. E., Ojeda, C., Martínez, J., & Castaño, Y. (2014). Influencia de la edad de lixiviados sobre su composición físico-química y su potencial de toxicidad. *U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17(1), 245–255.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. ., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (2001). Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12), 2935–2942. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00005-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00005-7)
- Tyre, B. W., Watts, R. J., & Miller, G. C. (1991). Treatment of Four Biorefractory Contaminants in Soils Using Catalyzed Hydrogen Peroxide. *Journal of Environmental Quality*, 20(4), 832–838. <https://doi.org/10.2134/jeq1991.00472425002000040021x>
- Wang, F., Smith, D. W., & El-Din, M. G. (2003). Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment – A review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6), 413–427. <https://doi.org/10.1139/s03-058>
- Wang, Z., Zhang, Z., Lin, Y., Deng, N., Tao, T., & Zhuo, K. (2002). Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, 95(1–2), 153–159. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00116-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00116-4)
- Wu, J. J., Wu, C.-C., Ma, H.-W., & Chang, C.-C. (2004). Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 54(7), 997–1003. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.006>
- Xing, T., Kong, X., Dong, P., Zhen, F., & Sun, Y. (2020). Leachate recirculation effects on solid-state anaerobic digestion of Pennisetum hybrid and microbial community analysis. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 95(4), jctb.6310. <https://doi.org/10.1002/jctb.6310>
- Žgajnar Gotvajn, A., & Pavko, A. (2015). Perspectives on Biological Treatment of Sanitary