SELECCIÓN DE TECNOLOGÍAS PAOX COMO PRETRATAMIENTO PARA LA DEGRADACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PRESENTE EN LIXIVIADOS RESULTANTES DE LA OPERACIÓN DE UN RELLENO SANITARIO MEDIANTE METODOLOGÍA DE ANÁLISIS MULTICRITERIO

Autores
LUIS ENRIQUE ARANGO GUZMÁN
JOSUÉ DAVID VALLEJO DAGUA

Director de tesis
PhD. HÉCTOR MARIO GUTIÉRREZ ZAPATA

Grupos de investigación
GAOX

UNIVERSIDAD DEL VALLE
PROGRAMA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SEDE MELÉNDEZ
CALI, VALLE DEL CAUCA
2024



Tabla de contenido

1. INTRODUCCIÓN 1
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 3
3. JUSTIFICACIÓN 5
4. OBJETIVOS 7
4.1. Objetivo General 7
4.2. Objetivos específicos 7
5. ANTECEDENTES 8
5.1.1. Procesos avanzados de oxidación (PAOX) 8
5.1.2. Análisis multicriterio en selección de tecnología 10
6. MARCO TEORICO 12
6.1.1. Lixiviado 12
6.1.2. Edad del lixiviado 13
6.1.3. Procesos avanzados de oxidación 15
6.1.4. Análisis multicriterio 20
6.1.4.1. Método AHP 20
6.1.4.2. Método TOPSIS 26
7. METODOLOGÍA 28
7.1. Determinación de los criterios de selección 29
7.2. Panel de tecnologías y criterios o matriz de decisión 30
7.3. Análisis de costos 31
7.4. Construcción del vector de pesos asociado a los criterios 32
7.4.1. Encuesta y panel de expertos 32
7.4.2. Consistencia de la matriz de comparaciones 32
7.4.3. Selección de tecnología para tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios 33
7.4.4. Matriz de pesos normalizada 33
7.4.5. Cálculo de proximidad relativa 33
8. RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN 33
8.1. Revisión de literatura 33
8.2. Tipo de lixiviados 35

8.2.1. Lixiviados: Caso de estudios 35
8.3. Criterios de selección AHP 36
8.3.1. Factores Operativos 36
8.3.2. Factores Técnicos 36
8.3.3. Factor ambiental 36
8.3.4. Evaluación de criterios de selección 37
8.4. Tecnologías 40
8.4.1. Oxidación por ozono (ozonización) 41
8.4.2. Fenton 41
8.4.3. Ozonización y Fenton 41
8.4.4. Fenton y ozonización 42
8.4.5. Coagulación y Fenton 42
8.5. Costos de tratamiento 42
8.5.1. Costos de tecnologías 43
8.6. Selección de la tecnología 44
8.6.1. Análisis de Procesos Jerárquicos (AHP) 45
8.6.2. Selección de tecnología mediante metodología TOPSIS 50
9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 56
10. REFERENCIAS 58
ANEXOS 67
1. Anexo AHP matrices de expertos 67
2. Anexo de costos 80

Índice de tablas

Tabla 1. Resultados de la aplicación PAOX en el tratamiento de lixiviados 8
Tabla 2. Caracterización de lixiviados producidos en Colombia y Venezuela 12
Tabla 3. Caracterización de un lixiviado de relleno sanitario según el rango de edad joven, intermedio y viejo. Se destaca los rangos de pH, DQO, índice DBO/DQO y composición orgánica para los tres rangos 15
Tabla 4. Procesos PAOX fotoquímicos y no fotoquímicos 16
Tabla 5. Escala funcional de comparación entre criterios 21
Tabla 6. Cálculo de la razón de consistencia 25
Tabla 7. Constancia aleatoria en orden del número de criterios 25
Tabla 8. Matriz de comparación o tabla de información de TOPSIS 26
Tabla 9. Ecuación de búsqueda 29
Tabla 10. Matriz de comparación entre tecnologías y criterios 31
Tabla 11. Matriz de comparación entre tecnologías y criterios para análisis mediante método TOPSIS 31
Tabla 12. Características lixiviado caso 36
Tabla 13. Primera lista de criterios evaluadores seleccionados para la selección de tecnologías de remediación de lixiviados 37
Tabla 14. Panel de criterios evaluadores escogidos para la selección de tecnología PAOX. Se recopiló información cuantitativa de cada uno 39
Tabla 15. Resumen del panel de tecnologías escogidas para la selección de tecnología PAOX. Se condicionó su participación a la existencia de datos cuantitativos atribuido a cada ítem del panel de criterios 40
Tabla 16. Resumen panel de tecnologías, costos de tratamiento y costo de remoción de DQO 43
Tabla 17. Consistencia de las matrices pareadas por expertos 46
Tabla 18. Matriz de comparación de pareada ponderada 48
Tabla 19. Matriz de comparación de pares ponderada normalizada 48
Tabla 20. Consistencia de la matriz ponderada 50
Tabla 21. Matriz de decisión para la selección de tecnología mediante metodología TOPSIS. Las columnas representan los criterios y las filas las alternativas tecnológicas. La primera fila es el peso de cada criterio 51
Tabla 22. Matriz de decisión normalizada. El procedimiento ejecutado para la normalización se muestra en la ecuación 1 y la Figura 12 51
Tabla 23. Matriz de decisión normalizada ponderada 52
Tabla 24. Ideales positivos y negativos 52
Tabla 25. Medida de distancia a la solución ideal positiva para cada alternativa 53
Tabla 26. Medida de distancia a la solución ideal negativa para cada alternativa 53
Tabla 27. Medida de distancia a la solución ideal negativa para cada alternativa 53
Tabla 28. Ranking de alternativas 54

Índice de figuras

Figura 1. Tendencia de crecimiento de publicaciones para la investigación del tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios 8
Figura 2. Secuencia de la estabilización del lixiviado, de acuerdo con composición gaseosa al interior del relleno (O_2, N_2, H_2, CO_2, CH_4) (izquierda), y a los parámetros de DQO, ácidos grasos volátiles, pH y hierro y zinc (derecha) 14
Figura 3. Esquema jerárquico AHP 21
Figura 4. Esquema de la matriz de comparación de pares 22
Figura 5. Esquema de la matriz de comparación de pares homogénea y reciproca 22
Figura 6. Cálculo de los valores de sumatoria por columna de la matriz de comparación de pares 23
Figura 7. Matriz de comparación normalizada 23
Figura 8. Vector de pesos 23
Figura 9. Cálculo vector C 24
Figura 10. Cálculo vector D 24
Figura 11. Agregación de juicios individuales 25
Figura 12. Procedimiento para normalizar la matriz. El paso 2 debe ejecutarse para cada una de las componentes 27
Figura 13. Matriz normalizada 27
Figura 14. Construcción matriz ponderada 27
Figura 15. Matriz normalizada ponderada 28
Figura 16. Artículos publicados por países para la ecuación de búsqueda “Landifll leachate treatment advanced oxidation processes” en Web of Sciencie en los periodos 2012 a 2017 y 2018 a 2022 34
Figura 17.Condiciones climáticas de Estonia. Media mensual de promedios mínimos, medios y máximos de temperatura, y precipitación 35
Figura 18. Distribución de artículos por tecnologías evaluadas 40
Figura 19. Esquema de evaluación de las tecnologías PAOX mediante los factores técnicos, operáticos y de impacto ambiental 45
Figura 20. Distribución de pesos de los criterios de evaluación 49

Resumen

Los rellenos sanitarios (RS) en su operación y funcionamiento son generadores de residuos líquidos de alta complejidad en su composición, los cuales transportan desde residuos orgánicos tratables mediante métodos biológicos hasta metales pesados y compuestos recalcitrantes que requieren mayor intervención. A nivel mundial, los RS siguen siendo la opción más utilizada como disposición final de residuos sólidos, especialmente en países en vía de desarrollo, reportándose más de 2,24 Gton de residuos generados para el año 2022.

Entre las opciones de tratamiento de lixiviados de mayor interés científico son los procesos avanzados de oxidación (PAOX) por su efectividad en la degradación de compuestos complejos y su facilidad en la puesta en marcha, operación y mantenimiento de reactores. Con base en esto, este trabajo de grado buscó ofrecer una solución en la selección de tecnologías de tratamiento PAOX como pretratamiento del lixiviado en conceptos técnicos, económicos y ambientales, en contexto latinoamericano.

En primer lugar, se identificaron 8 criterios de selección mediante una revisión de literatura intencionada en encontrar artículos académicos que ofrecieron datos cuantitativos para cada uno (concentración DQO, remoción de DQO, DBO, pH, tiempo de tratamiento, índice DBO/DQO (biodegradabilidad), toxicidad y costo de remoción). Se seleccionó listado de alternativas de tecnologías evaluadas en la literatura científica. A continuación, se formuló una matriz de selección en la cual se estimó el vector de pesos de cada uno de los criterios mediante participación de un panel de expertos. A partir de la matriz de decisión, se procedió en la selección de la tecnología de mayor ajuste en el cumplimiento de los criterios de selección. mediante la aplicación de un análisis multicriterio AHP-TOPSIS.

Se observó en la valoración del panel de expertos que los criterios de concentración DQO, remoción DBO, tiempo de tratamiento, toxicidad y biodegradabilidad, tienen un nivel de relevancia similar. Además, la valoración del panel de expertos identificó que los costos de remoción el mayor vector y el pH como el de menor peso en la valoración.

Se evidenció que la mejor opción entre las opciones fue la tecnología combinada de coagulación y Fenton, destacándose por el menor costo de remoción (3,147 USD/kg DQO), alta remoción de DQO (70%) y el tercer lugar en mejora de la biodegradabilidad por 0,21, contrastado por el mayor valor de contaminación (14.000 mg/L DQO) y la menor diferencia de pH frente al neutro (2,5); esto, a pesar del alto tiempo de tratamiento de 1531 min.

Finalmente, se concluyó que de acuerdo con el objetivo de implementar PAOX como pretratamiento al lixiviado no se requiere alcanzar altas tasas de remoción, pero es de mucha importancia sostener bajos costos de remoción, así como mejorar los parámetros de biodegradabilidad y toxicidad, de manera que se optimice el sistema de tratamiento.

Palabras clave: Análisis multicriterio, Procesos avanzados de oxidación, Lixiviados

1. INTRODUCCIÓN

En países en vía de desarrollo la construcción e implementación de rellenos (en ocasiones, no diseñados sanitariamente) suele ser común, y debido a la generación de lixiviados como subproductos del uso de esta tecnología representa una preocupación importante para la salud pública y la contaminación ambiental. La evolución de la caracterización de lixiviados está directamente relacionada con el factor climático, en la velocidad de degradación y generación de subproductos de reacción y descomposición. De igual forma, la edad del lixiviado determina su caracterización, biodegradabilidad y factibilidad para selección de tecnologías de tratamiento. Los impactos ambientales generados son la contaminación de recursos hídricos tanto subterráneos como superficiales, por el aporte de materia orgánica, sólidos disueltos, alcalinidad, dureza, cloruros, metales pesados, fosfatos, nitratos, residuos farmacéuticos, alto contenido de materia orgánica no biodegradable en lixiviados viejos entre otros, que alteren la calidad del agua. (Mishra et al., 2019; Parvin y Tareq, 2021; Li et al., 2022; Lebron et al., 2021).

Para el manejo de los impactos ambientales se requiere de procesos de tratamiento complejos y carácter alternativo, los cuales están especializados en degradación y remoción de materia orgánica, así como la eliminación de metales pesados (Dereli, Clifford y Casey, 2021). Los tratamientos de lixiviados pueden ser clasificados en tres grupos principales: 1) métodos de tratamiento biológico (aerobio, anaerobio, biorremediación, fitorremediación); 2) métodos físicos y químicos (adsorción, filtración por membrana, procesos avanzados de oxidación, coagulación y floculación, precipitación química, entre otros); y 3) métodos combinados, ya sean biológicos + fisicoquímicos, múltiples métodos biológicos o múltiples fisicoquímicos. (Lindamulla *et al.*, 2022).

Como opción tecnológica de tratamiento, los procesos avanzados de oxidación (PAOX) se fundamentan en la generación de especies reactivas de oxígeno (alta capacidad oxidante), las cuales han demostrado su efectividad en degradación de contaminantes orgánicos biodegradables y no biodegradables (Sruthi *et al.*, 2018; J. *et al.*, 2020). Estos procesos tienen la ventaja de ser versátiles, limpios y adaptables a la heterogeneidad de los medios de tratamiento; además, reducen la concentración de materia orgánica (biodegradable y/o recalcitrante) en lixiviados provenientes de rellenos sanitarios(Vilar, 2015; Gautam, Kumar y Lokhandwala, 2019). Algunos de estos procesos pueden ser fotoquímicos y no fotoquímicos como fotocatálisis de ozono o peróxido de hidrógeno, ozonización, foto-Fenton, Electro-Fenton, entre otros.

Al momento de seleccionar una tecnología de tratamiento se debe disponer de buenos criterios que consideren aspectos de relevancia en temas de eficiencias, costos, disponibilidad, procedimientos y otros conceptos operativos. Entre opciones hay beneficios en algunos ítems de la lista de criterios, por lo general, de forma variada y diferenciada. Esta diversidad implica un problema de decisión que requiere abordarse mediante metodologías de toma de decisiones (planteamientos estadísticos) que faciliten la selección y el ranking de opciones según la que mejor se destaque a un nivel más generalizado. Para este propósito, un recurso muy útil es el Análisis Multicriterio AHP-TOPSIS. Compila la valoración de expertos (peso o relevancia) sobre un panel de criterios de selección y los compara con datos cuantitativos de estos mismos frente a un panel de opciones.

Para este proyecto de grado, se planteó una metodología de análisis multicriterio para la selección de tecnologías PAOX qué permita la remoción de materia orgánica en lixiviados jóvenes e intermedios, seleccionando los criterios relacionados con los aspectos técnicos, ambientales, sociales, económicos y otros.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los residuos sólidos son consecuencia de actividades humanas relativas a la cultura y economía, estos son motivo de preocupación a nivel mundial por el alto volumen de generación y su reducido aprovechamiento. La acumulación de residuos representa una amenaza ambiental por la contaminación del recurso suelo y agua, para el año 2020 la generación mundial de residuos sólidos fue 2.24 GT (THED BANK, 2022). En el contexto colombiano, para el año 2021, la cifra de generación de residuos sólidos municipales (RSM) superó los 11.9 MT, y estima que para el año 2030 esta cifra llegue las 15.60 MT de residuos (Superintendencia de Servicios públicos Domiciliarios, 2019, 2023).

La disposición de los RSM en rellenos sanitarios está asociada a problemas como deficiente tratamiento de lixiviados, generación de GEI, cobertura del material depositado que genera contaminación difusa, degradación de la estructura del relleno sanitario, entre otros aspectos, contaminación de aguas subterráneas (Noruega y Olivero, 2010).

Los lixiviados generados en los rellenos sanitarios (RS) resultan de la percolación de aguas lluvias, descomposición orgánica y humedad al interior del relleno sanitario que atribuyen a reacciones químicas, biológicas y microbiológicas (Martínez, 2018). En un RS, la cantidad, composición y caracterización de lixiviados depende de factores ambientales e internos, y es variable según la locación, sin embargo, algunos autores han establecido rangos para parámetros de contaminación en relación con la edad. De igual manera, la edad del lixiviado es un factor determinante en la caracterización y viabilidad de selección de tecnologías de tratamiento (Moraes, de Souza Marotta Alfaia y Carbonelli, 2019; Li et al., 2022)

En Colombia, el tipo de relleno más común suele recibir residuos sólidos como una mezcla de residuos municipales, comerciales y residuos industriales. En el contexto latinoamericano y el Caribe, el tipo de residuo de mayor generación es el de orgánicos y putrescibles, siendo superior al 50% en composición para países como República Dominicana, Bélice, Perú, Ecuador y Guatemala; seguido por otros e inertes (entre el 10% y 20%), y cartón y papel (entre el 10% y 20%) (Sáez and Urdaneta G., 2014).

En rellenos sanitarios puede existir una composición diversa por químicos usados en el hogar o en industrias. Los compuestos orgánicos específicos por lo general, se presenta en pequeñas concentraciones, como los percolados de medicamentos (antibióticos, hormonas, entre otros). Además, se identifica la presencia de macro componentes inorgánicos que pueden obstruir o afectar en diversas formas a los sistemas de tratamiento e infraestructura del relleno (como calcio [Ca^{2+}], amonio [NH_4^+], cloruros [Cl^-], sulfatos [SO_4^{2-}] y carbonatos de hidrógeno [HCO_3^-]), de igual manera que metales pesados(Christensen *et al.*, 1994; Kjeldsen *et al.*, 2002). Estas sustancias pueden ser lixiviadas y se conocen por afectar significativamente el comportamiento de cuerpos de agua, afectando la fotoquímica acuosa, presencia de minerales, oxígeno, el comportamiento redox de medios acuosos y de suelos, y aportando toxicidad (Kang, Shin y Park, 2002).

De acuerdo con (Gao *et al.*, 2015), se puede esperar que los lixiviados de más del 70% de los RS construidos estén contaminando aguas subterráneas, durante su operación y posterior a su cierre entre 30 y 50 años. En este tiempo se requiere una adecuada gestión del tratamiento de lixiviados, pero este tratamiento resulta complejo debido a las variadas características de cantidad y composición (contaminantes orgánicos recalcitrantes, ácidos húmicos y fúlvicos, compuestos orgánicos tóxicos, compuestos inorgánicos, altas concentraciones de compuestos nitrogenados y metales pesados).

El objetivo actual de la gestión de lixiviados consiste en diseñar, construir e implementar sistemas de tratamiento sostenibles, de bajo requerimiento de área, en los que se logre la remoción de la materia orgánica, cargas de amonio, sales inorgánicas, mediante la combinación de métodos físicos, biológicos y químicos; especialmente incluyendo la combinación de procesos de oxidación avanzada y procesos bioquímicos (Kargi y Pamukoglu, 2003; Gao et al., 2015).

El problema central es la indecisión sobre la metodología a emplear para la selección de tecnologías de tratamiento, a causa de la existencia de multitud de herramientas disponibles. Por este motivo, se planteó una solución metodológica que determine el ranking de opciones según el beneficio que aportan las opciones, trayendo a coalición la valoración de criterios mediante un panel de expertos y datos cuantitativos obtenidos de la literatura, dedicado a la selección de tecnologías de tratamiento de lixiviados jóvenes e intermedios.

3. JUSTIFICACIÓN

A medida que un relleno sanitario envejece, el lixiviado generado tiende a reducir el contenido de materia orgánica biodegradable. Los contaminantes recalcitrantes pueden componer más del 90% de la materia orgánica del lixiviado en rellenos sanitarios viejos (más de 10 años de operación), los cuales perjudican la capacidad de resiliencia del ambiente. Lixiviados jóvenes e intermedios logran sostener entre el 10% y el 50% de la materia orgánica como biodegradable, sin embargo, se debe mejorar la biodegradabilidad para garantizar la eficiencia de aplicación de procesos de tratamiento biológico. Por este motivo, la clasificación según la edad del lixiviado es importante para su caracterización y la selección de tecnologías de tratamiento (Li *et al.*, 2022).

La aplicación de las técnicas avanzadas de PAOX se ha presentado como una alternativa al tratamiento y eliminación de los altos niveles de contaminación de los lixiviados producidos en los rellenos sanitarios. Las tecnologías PAOX entre las que se encuentra la fotocatálisis, reacciones Fenton, Ozono, tratamientos fotocatalíticos, han sido aplicadas en las diferentes etapas de tratamiento de lixiviados, ya se cómo tratamiento final o pretratamiento. Los porcentajes de eliminación de DQO obtenidos al emplear agentes oxidantes convencionales en el tratamiento de lixiviado de relleno sanitario se encuentran entre el 20 y el 50%; sin embargo, algunos autores han alcanzado mayores porcentajes de eliminación de DQO, entre el 50% y el 70% (Amokrane, Comel y Veron, 1997; Steensen, 1997; Vilar, 2015).

Existen diversas metodologías que permiten la selección de soluciones en contextos pertinentes para el adecuado manejo ambiental. El análisis multicriterio permite la evaluación de proyectos y valora diferentes criterios que se pueden presentar en la toma de decisiones. El análisis presenta una simplicidad en la implementación de criterios sociales, técnicos y económicos en el ámbito ambiental se refleja en la aplicación de procesos de selección de tecnologías enfocadas en proyectos de remediación, reúso de recursos renovables y gestión sostenible (Grajales, Serrano y Hahn, 2013).

La propuesta de investigación busca aportar a la gestión de conocimiento de los impactos ambientales generados por prácticas inadecuadas de gestión de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. Las técnicas de remediación vigentes en torno a procesos avanzados de oxidación, y tiene su justificación dentro de las dimensiones ecológica, económica, normativa, política y social en un ámbito regional y municipal.

Desde la dimensión ecológica, se busca aportar en la gestión de conocimiento en tratamiento de la materia orgánica de los lixiviados para reducir su impacto ambiental (Kow *et al.*, 2016).

La importancia de esta propuesta dentro de la dimensión económica está asociada al conocimiento para la gestión de lixiviados relacionando con la reducción gastos ambientales por el adecuado manejo de los vertimientos (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013).

A nivel normativo, la Constitución Política de 1991 establece el marco general para el uso, acceso y conservación de los componentes del ambiente. En el artículo 80 señala que "*El*

Estado planificará el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución". Por otra parte, la Ley 1523 de 2012 para la Gestión del Riesgo recomienda acciones permanentes para el control y reducción del riesgo de contaminación con el propósito explícito de contribuir a la seguridad, bienestar, calidad de vida de las personas y al desarrollo sostenible, regulando las causas y fuentes, así como sus consecuencias y probabilidades de ocurrencia. De igual forma, en instrumentos de derecho internacional como la Declaración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Ambiente Humano se proclama que "*La defensa y el mejoramiento del medio ambiente humano para las generaciones presentes y futuras se ha convertido en una meta imperiosa de la humanidad, que ha de perseguirse al mismo tiempo que las metas fundamentales ya establecidas de la paz y el desarrollo económico y social en todo el mundo, y de conformidad con ellas."*

Adicionalmente, la Política Nacional de Ciencia e Innovación para el Desarrollo Sostenible establece el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 6 (agua limpia y saneamiento), establece como meta *"mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial"*, y el ODS 15 (vida de ecosistemas terrestres) la cual insta en *"velar por la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y los servicios que proporcionan, en particular los bosques, los humedales, las montañas y las zonas áridas, en consonancia con las obligaciones contraídas en virtud de acuerdos internacionales"*.

La investigación que se realizó contribuyó a una adecuada selección de métodos de remediación de lixiviados jóvenes e intermedios acorde a los contextos técnicos, ecológicos, sociales, políticos y económicos. Este estudio permite ser adaptado a otros entornos que hagan parte del trópico.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

- Seleccionar una tecnología de PAOX para la degradación de materia orgánica en el tratamiento de lixiviados de edad joven e intermedio mediante análisis multicriterio

4.2. Objetivos específicos

- Determinar criterios enfocados en la selección de una tecnología de PAOX para el tratamiento de lixiviados.
- Valorar las tecnologías PAOX mediante matriz multicriterio para la identificación de su potencial aplicación.

5. ANTECEDENTES

5.1.1. Procesos avanzados de oxidación (PAOX)

La aplicación de procesos avanzados de oxidación para tratamiento de aguas contaminadas fue propuesta inicialmente por Fenton hace más de un siglo (1894). A partir de 1995 se evidenció mayor actividad en la investigación de PAOX para tratamiento de lixiviados, debido a necesidades ambientales y de salubridad para su manejo, tal como se evidencia en la Figura 1 (Hermosilla, Cortijo y Huang, 2009; Reshadi et al., 2021).

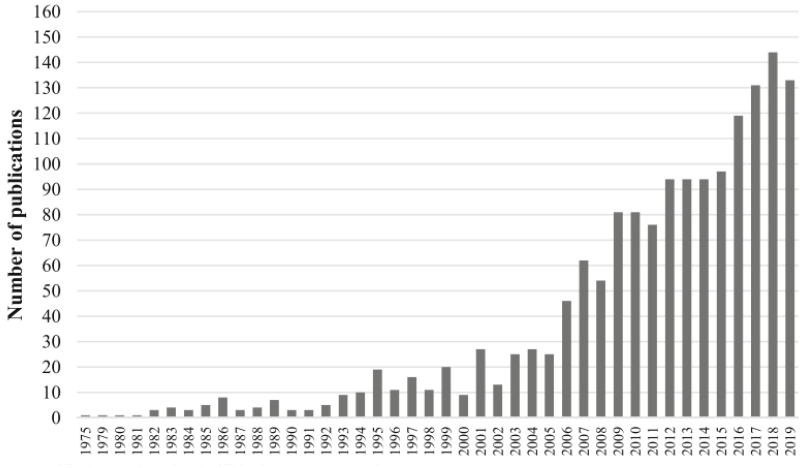


Figura 1. *Tendencia de crecimiento de publicaciones para la investigación del tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios*

Fuente: Reshadi et al., 2021

En la Tabla 1 se presentan algunos resultados de remoción obtenidos para en los últimos 6 años en esta materia. Cabe destacar, que la dosificación de distintos catalizadores, los tiempos de contacto y las eficiencias reportadas, varían en función de las características del lixiviado y del tipo de proceso avanzado de oxidación empleado.

Tabla 1. *Resultados de la aplicación PAOX en el tratamiento de lixiviados*

Proceso	Porcentaje de remoción	Referencia
O_3/H_2O_2	DQO 34% Color 95%	(Amaral-Silva *et al.*, 2016)
Fenton	DQO 79% Color 90-98%	(Bautista *et al.*, 2016)
Fotofenton	DQO 90%	(Yaranga, 2021)
TiO_2/UV	DQO 2,35 – 57,97 %	(Desai, S. Soraganvi y Madabhavi, 2020)

Proceso	Porcentaje de remoción	Referencia
TiO_2/UV	DQO 94,7 %	(Becerra *et al.*, 2020)
Fotólisis	DQO 72 %	(J. *et al.*, 2020)
UV/persulfate	DQO 82%	Huang et al (2021)

En estos estudios, los procesos de remediación mediante perozonización (O_3/H_2O_2), UV fotocatalítico (TiO_2/UV) y ozonización fotolítica presentaron bajas eficiencias de remoción. Por lo general, los procesos de ozonización no ofrecen excelentes resultados de remoción de DQO, aunque el uso de H_2O_2 logra mejorar la reacción de oxidación, como es posible evidenciar en los resultados del estudio de Becerra et al. (2020). Por otra parte, la radiación UV ofrece mejores resultados en la oxidación de la materia orgánica frente a la peroxona y la ozonización, aunque las condiciones ideales demandan de una alta absorción de la radiación en todo el lixiviado a tratar, implicando mayor área de contacto para un caudal determinado.

Procesos como Fenton y foto-Fenton se destacaron por su alta eficiencia de remoción de DQO, especialmente por su facilidad de aplicación y requerimientos técnicos. De forma similar, el proceso de remediación mediante peroxo-fotocatálisis (TiO_2/H_2O_2/UV) alcanzó el mayor porcentaje de remoción de DQO, siendo destacado una mejora de más del 35% frente al proceso TiO_2/UV, para lixiviados de similar carga contaminante.

Dentro del contexto colombiano, Cardona, Machuca y Marriaga (2011) desarrollaron un proceso aplicable a la remoción de materia orgánica en lixiviados provenientes de rellenos sanitarios, en el que se combinan las técnicas de electrodisolución, floculación y oxidación, capaz de remover DQO, COT y hasta un 98% de los sólidos totales del afluente. Dentro de la secuencia de tratamiento comprende una etapa de electrodisolución efectuada en una celda electrolítica provista de electrodos de acero al carbón, hierro o aluminio; continua a la floculación utilizando una mezcla de coadyuvantes preferidos, preparados con cal cloruro de calcio ($CaCl_2$), sulfato de magnesio ($MgSO_4$), soda (NaOH), hidróxido de potasio (KOH), ácido fosfórico (H_3PO_4) y poliacrilamida (PAM). Además de sus ventajas más representativas por versatilidad, seguridad, facilidad de automatización, bajos costos y recuperación de material orgánico y minerales, logra manejar eficiencias mayores a 90% de remoción de DQO y de 85% de COT, mediante la adición de H2O2 favoreciendo las reacciones tipo Fenton, para lixiviados con contenido de Demanda Biológica (DBO_5), DQO y Sólidos Totales (ST) de 27.817 mgO_2 / L, 42.682 mgO_2 / L y 32.231 mg/L, respectivamente.

Li et al (2022) compiló distintos trabajos de investigación sobre remediación de lixiviados de rellenos sanitarios mediante PAOX organizados en 5 grupos: procesos de oxidación con ozono (21 reportes), Fenton (16 reportes), persulfato (25 reportes), pretratamiento biológico combinado con PAOX (8 reportes) y pretratamiento fisicoquímico con PAOX (5 reportes). Los estudios de oxidación con ozono, Fenton y persulfato fueron observados de acuerdo con

los criterios de dosis de oxidante (ozono, hierro o persulfato), pH, tiempo de reacción (en minutos), DQO inicial, DBO inicial, eficiencia de remoción y índice DBO/DQO; este último, como parámetro de control de biodegradabilidad del lixiviado.

Para el tratamiento de oxidación mediante ozono se observó que el ozono no es capaz de descomponerse por sí solo para producir radicales libres, por lo anterior es necesario aumentar el pH, el ozono en contacto con iones hidroxilos produce radicales libres •OH presentes en el medio. Lo anterior explica que la eficiencia de remoción de DQO promedio fuera superior para un medio básico que uno ligeramente ácido (18% y 49% para un pH de 5.5 y 11 respectivamente); el proceso de descomposición puede acelerarse mediante la adición de H_2O_2, presencia de radiación UV o en combinación con oxidación electroquímica. Por otra parte, dosis excesivas de ozono aumentan los costos de operación del proceso de tratamiento y, al existir un límite de materia orgánica reactiva, superar la cantidad óptima de remoción el ozono restante se perderá como residuo (Goi, Veressinina y Trapido, 2009).

En el mismo contexto, Rahim Pouran, Abdul Aziz y Wan Daud (2015) realizon un estudio detallado sobre la degradación de algunos compuestos recalcitrantes de origen farmacéutico, agroquímico y refinería de petróleo mediante la aplicación de la alternativa foto-Fenton presentes en aguas residuales. La gran mayoría de los compuestos listados fueron degradados en su totalidad, incluso en aguas residuales con alto contenido de materia orgánica (>10.000 mg/L DQO), mientras que el peor escenario (Abamectin) logró una remoción del 70%. La apreciación de estos resultados radicó en la gran efectividad de la aplicación de PAOX para la degradación de compuestos recalcitrantes y la factibilidad de adecuación de aguas residuales (incluyendo lixiviados) para tratamientos biológicos.

La reacción de oxidación para el tratamiento Fenton sucede al agregar H_2O_2 con un medio a pH 2,8, la cual ha probado ser efectiva para la degradación de materia orgánica disuelta refractaria (Fenton clásico, Fe^{2+}/ H_2O_2) y ha sido aplicado en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios debido a su bajo coste; sin embargo, en condiciones de ausencia de Fe^{+2}, el H_2O_2 no es efectivo en la eliminación de los contaminantes. A modo de ejemplo, de Carluccio, Fiorentino y Rizzo (2020) trató un lixiviado de relleno sanitario viejo (más de 10 años) con una eficiencia de remoción de DQO de 82% y un aumento de la biodegradabilidad (índice DBO/DQO) desde 0,07 hasta 0,32; sin embargo, el costo de remediación escala los 37 €/m^3 de lixiviado tratado en concepto de energía e insumos químicos, y hasta de 71 €/m^3 incluyendo el manejo de lodos residuales.

Se ha evaluado actualmente una serie de aplicaciones en el tratamiento de lixiviados mediante PAOX en diversos contextos y tecnologías, por lo que es necesario identificar criterios con los cuales se logre una mejor selección de aplicaciones exitosas.

5.1.2. Análisis multicriterio en selección de tecnología

Los análisis MCA han demostrado la capacidad de identificar criterios pertinentes de selección de tecnologías y no se circunscriben a decisiones administrativas. Algunos ejemplos han permitido su aplicación en soluciones de manejo ambiental (Pérez, 2019; Rodríguez, 2021).

Como ejemplo de la aplicación Almansa, Machuca y Manyoma (2020) presentan un estudio para la selección de tecnología PAOX para la eliminación de contaminantes emergentes en el agua residual municipal. Este estudio propone el uso de 4 criterios, consumo de energía eléctrica, coste de operación, complejidad de operación y nivel de madurez tecnológica; tomando en cuenta la opinión de expertos para ajustar la ponderación de los criterios. En este caso de estudio se determinaron que el criterio de disponibilidad de energía es criterio limitante para la selección de la tecnología; por lo anterior, presenta un mayor peso en la matriz elaborada.

Igualmente, Arias (2021) evaluó la selección de trenes de tratamiento de aguas residuales con fines de reúso del agua, para ello utilizó el MCA donde evaluó 6 tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales. El estudio planteó criterios de selección como eficiencia de remoción, emisiones atmosféricas, generación de subproducto, generación de productos aprovechables, vital útil, entre otros. Como resultado se obtuvo las características técnicas necesarias para la tecnología de remoción de contaminantes en aguas residuales y la temporalidad en el que debe funcionar para lograr el reusó del agua tratada.

Los antecedentes muestran que los MCA son aplicables en la selección de tecnologías de lo PAOX, sin embargo, actualmente no se ha planteado propuestas de aplicación de MCA en la selección de tecnologías PAOX para el tratamiento de lixiviados.

6. MARCO TEORICO

6.1.1. Lixiviado

La calidad de los lixiviados es el resultado de la composición de los residuos sólidos, la presencia de agua y las condiciones biológicas, químicas y físicas en el cuerpo del relleno sanitario. Los lixiviados son un tipo específico de agua residual con una amplia variedad de rangos de calidad y cantidad. La tasa de producción es un resultado de condiciones climáticas (por ejemplo, precipitación, evaporación) y especificaciones del relleno (infiltración, almacenamiento, entre otros). Las tecnologías de recolección, compactación, así como la cobertura del suelo y otros parámetros influencian las condiciones de flujo que afectan el contacto entre el agua y los residuos sólidos. Este contacto es la base de la mayoría de los procesos en el cuerpo del relleno y la calidad de lixiviado resultante (Ehrig y Stegmann, 2018).

A continuación, en la Tabla 2 se presenta una caracterización generalizada de dos casos de RS en Colombia (Bucaramanga y Bogotá) y uno de Venezuela (Estado Miranda):

Tabla 2. *Caracterización de lixiviados producidos en Colombia y Venezuela*

Parámetro	Unidades	(Castañeda, 2018)	(Guarín y Gómez, 2013)	(Suarez y Arias, 2015)	(Molina and Moriones, 2023)	(Reina, 2011)
Relleno sanitario	-	Colomba El Guabal	El Carrasco	Doña Juana	Relleno sanitario Presidente	La Bonanza (Venezuela)
Temperatura	°C	39,7	22,0 - 28,3	-	-	26,05 - 52,12
pH	-	7,1	7,01 - 8,00	8,4	8,4-8,7	5,79 - 9,75
SST	mg/L	718	366,66 - 844,37	1308	-	-
Cloruros	mg/L	4104,5	-	-	10149	70 – 1448
DQO	mg/L	24696	9320 - 15187,5	13685	10941	-
Alcalinidad	mg/L $CaCO_3$	-	12280 - 34016,6	10188	12700	193 – 2509
Color aparente	Unid. Pt Co	-	6380 - 11175	-	-	-

De acuerdo con la Tabla 2, un lixiviado debe caracterizarse en términos de temperatura, pH, SST, cloruros, DQO, alcalinidad y color aparente. Entre estos se destacan el pH, DQO y alcalinidad como parámetros de ajuste técnico y operativo, según el tipo de pretratamiento químico que se decida aplicar.

Estimación de toxicidad

La herramienta estadística de estimación de concentración de toxicidad en el medio ambiente necesario para producir un efecto particular en el 50% de un a población grande sometida a condiciones específicas, muy común entre investigadores de lixiviados es la EC50 (concentración efectiva 50%, por sus siglas en inglés) (Rozman, Doull y Hayes, 2010).

Para la medida del EC50 se suele utilizar *Aliivibrio fischeri* o *Daphnia magna* como especies de población de control de toxicidad. En comparación, *Aliivibrio fischeri* (perteneciente al dominio de bacteria) presenta ventajas sobre otras especies de control por ser económicamente accesible y la rapidez de análisis, la prueba se caracteriza además por su facilidad de aplicación (cambios en la intensidad de la luz emitida), fiabilidad, reproducibilidad y alta sensibilidad; por otra parte, *D. magna* tiene cierta ventaja por el tamaño de su cuerpo, ciclos de vida cortos, alta fecundidad y su reproducción partenogenética (Abbas *et al.*, 2018; Tkaczyk *et al.*, 2021). La investigación evaluó la toxicidad a través de D. manga.

6.1.2. Edad del lixiviado

La edad del lixiviado es una de las principales variables que afectan las características de los lixiviados. Para lixiviados menores de 5 años suelen presentar valores de pH inferiores a 6,5 (medio ácido), cargas de contaminación superiores a 15.000 mg DQO/L y una índice DBO_5/DQO mayor a 0,5. Para lixiviados entre 5 y 10 años, pH entre 6,5 y 7,5, contaminación entre 2.000 y 15.000 mg DQO/L y una índice DBO_5/DQO entre 0,1 y 0,5. Los lixiviados de edad mayor a 10 años, el pH suele ser superior a 7,5, la contaminación inferior a 2.000 mg DQO/L y la índice DBO_5/DQO menor a 0,1 (Li *et al.*, 2022).

A medida que un relleno sanitario envejece, la descomposición de residuos biológicos depositados se convierte de un relativo período más corto a uno más largo. Este proceso de envejecimiento consiste en 5 fases, tal como se puede apreciar a continuación (ver Figura 2) (Bashir et al., 2009; Tamru y Chakma, 2016).

- Fase I - Fase de ajuste inicial o fase lag:

  Los microorganismos comienzan a adaptarse al medio, al ambiente, sustrato y contenidos de humedad desarrollados en la ecología del relleno sanitario. Así mismo, la materia orgánica fácilmente biodegradable se descompone mediante respiración aerobia, aprovechando el contenido oxígeno mezclado entre la cobertura del suelo y la porosidad de los residuos sólidos.

- Fase II - Fase de transición:

  Es un período de cambio de un proceso de degradación aerobia a una anaerobia a causa del agotamiento del oxígeno disponible y el aumento excesivo de humedad en el relleno sanitario. En este punto, los nitratos y sulfatos pueden servir como aceptores de

electrones, especialmente cuando las concentraciones de DQO, ácidos orgánicos volátiles (AOV) y DBO son muy altos.

- Fase III - Fase ácida:

Es la fase subsecuente de la fase de transición, en la que los microorganismos anaerobios procesan la materia orgánica compleja y la transforman en elementos más simples, para posteriormente sintetizar ácido acético, ácidos fúlvicos y otros ácidos orgánicos complejos por parte de la comunidad microbiana acidogénica. Se percibe alta generación de DBO_5 y gas de hidrógeno.

- Fase IV - Fase de fermentación de metano:

En esta fase los microorganismos metanogénicos convierten ácidos en gases de metano y dióxido de carbono en altas cantidades de manera que elevan el pH del medio (entre 6,8 y 8,0) y reducen la concentración de DBO_5 y DQO, por otra parte, la concentración de metales pesados se reduce debido a su precipitación a causa del aumento del pH.

- Fase V - Fase de maduración:

La materia orgánica presente es escasamente biodegradable y mayor cantidad de carbono orgánico refractario permanece, se detiene la generación de gases y las características del lixiviado de relleno sanitario se mantienen constantes. Se pueden percibir pequeñas trazas de oxígeno, especies oxidadas y algunas fracciones orgánicas no degradables.

En la Figura 2 se presenta la secuencia de estabilización para un lixiviado en base la composición gaseosa del relleno y parámetros químicos de lixivia

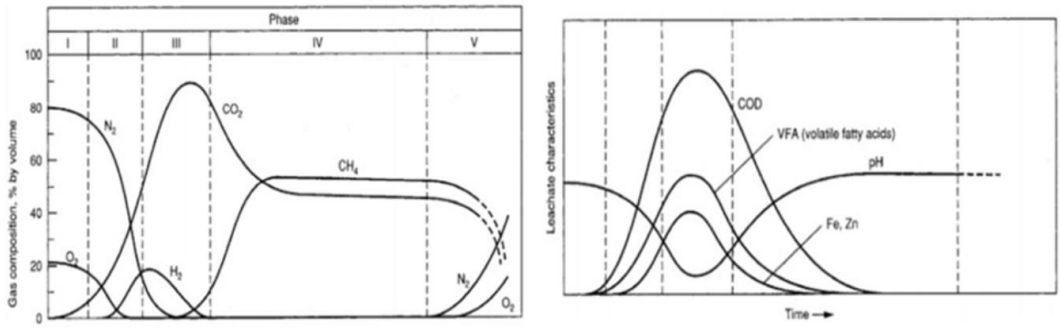


Figura 2. *Secuencia de la estabilización del lixiviado, de acuerdo con composición gaseosa al interior del relleno (O_2, N_2, H_2, CO_2, CH_4) (izquierda), y a los parámetros de DQO, ácidos grasos volátiles, pH y hierro y zinc (derecha)*

Fuente: Tamru y Chakma (2016)

En la Tabla 3 se observan las características fisicoquímicas de un lixiviado según la edad de relleno sanitario.

Tabla 3. *Caracterización de un lixiviado de relleno sanitario según el rango de edad joven, intermedio y viejo. Se destaca los rangos de pH, DQO, índice DBO/DQO y composición orgánica para los tres rangos*

	Regiones templadas				**Regiones tropicales**		
Tipo de lixiviado	Joven	Intermedio	Estabilizado (Maduro)		Joven	Intermedio	Estabilizado (Maduro)
Edad (años)	<5	5-10	>10		<2	2 a 2,5	7 a 14
pH	3-6	6-7	>7,5		7,8-8,5	6,2-8,3	7,3-8,4
DQO (mg/L)	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5000		1.230-6.027	164-17.440	576-21.137
DBO (mg/L)	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1000	275-453	1-7.068	1-12.766	
DBO_5/ DQO	0,5-0,8	0,2-0,5	<0,2		-	0-0,3	0-0,3

Fuente: Lebron et al., 2021; Malovanyy et al., 2022

Con se aprecia en la Tabla 3, los lixiviados maduros o estabilizados presentan menor porcentaje de materia orgánica biodegradable. El tratamiento biológico se ha caracterizado en las últimas décadas por ser el seleccionado convencional debido a su reducido costo-efectividad y su sobresaliente desempeño en remoción de demanda química de oxígeno. Sin embargo, para la oxidación de sustancias húmicas y fúlvicas (compuestos orgánicos recalcitrantes) no es efectiva. Por este motivo, a causa de la presencia de compuestos orgánicos refractantes y recalcitrantes y la baja biodegradabilidad del lixiviado, los lixiviados de rellenos viejos e intermedios requieren de un pretratamiento físico, fisicoquímico o la aplicación de técnicas avanzadas de tratamiento para mejorar la calidad biodegradable y la efectividad del posterior tratamiento biológico. De esta manera, la clasificación según la edad del lixiviado es importante como guía para seleccionar el tipo de tratamiento que mejor se ajuste a un lixiviado en particular (Yong *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2022).

6.1.3. Procesos avanzados de oxidación

Los PAOX involucran dos procesos, la formación de radicales libres altamente reactivos y la reacción química de radicales producidos con compuestos orgánicos. Los oxidantes (o radicales libres) reaccionan con cualquier compuesto orgánico presente en el medio, los degrada en productos intermedios como cetonas, aldehídos y ácidos orgánicos, y los separa de preferencia en agua y dióxido de carbono. Las eficiencias de los PAOX dependen del tipo de oxidante, condiciones de tratamiento y los compuestos orgánicos involucrados. De igual manera, los PAOX no transfieren contaminantes de una fase a otra y no producen lodos peligrosos (Kow et al., 2016; Poblete, Salihogu y Salihogu, 2016). Sin embargo, en los casos

que no se logra la mineralización completa de los metabolitos generados pueden llevar al incremento de la toxicidad (Dantas *et al.*, 2020).

$$Oxidante + Compuesto\ org\acute{a}nico \rightarrow Subproductos\ de\ oxidaci\acute{o}n \rightarrow CO_2 + H_2O$$

Las especies de oxígeno reactivas que participan en los PAOX son los radicales libres que poseen al menos un electrón desemparejado el cual es el responsable del proceso de oxidación. Las especies radicales conocidas son: radical anión superóxido ($O_2^{\bullet -}$), radical peróxido ($RO^{\bullet}_2$), radical hidroxilo (•OH), ion peróxido (O_2^{-2}), oxígeno singlete, ion hidróxido (OH^-), radical sulfato ($SO_4^{\bullet -}$) y radical carbonato ($CO_3^{\bullet -}$) (Kumari y Kumar, 2023).

Los procesos avanzados de oxidación funcionan en una serie de pasos, que son la formación de especies reactivas de oxígeno en cantidades suficientes. El primer paso se llevar a cabo mediante reacciones químicas, por el uso de un catalizador (dependiendo del mecanismo, pueden ser Fe^{2+}, Fe^{3+}, TiO_2, entre otros) o por la aplicación de energía (luz ultravioleta, energía eléctrica o ultrasonido). El segundo paso, es la reacción química, la cual es diferente para cada radical, que se lleva a distintas tasas de degradación. Por último, los productos intermediarios oxidados forman compuestos biodegradables que se mineralizan y se convierten en compuestos inorgánicos estables como dióxido de carbono, agua y sales (Kanakaraju, Glass y Oelgemöller, 2018; Yin y Zhang, 2019; Kumari y Kumar, 2023).

Los PAOX se pueden clasificar con base en el modo de oxidación, y puede tener lugar a través de:

a) Procesos químicos (por el uso de un reactivo químico y catalizador)
b) Fotoquímicos (por el uso de energía solar o luz ultravioleta)
c) Electroquímicos (por el uso de energía eléctrica)
d) Sonoquímicos (por el uso de ultrasonido)

***Tabla 4**. Procesos PAOX fotoquímicos y no fotoquímicos*

Procesos no fotoquímicos	**Procesos fotoquímicos**
Electro-Fenton	Foto-Fenton ($Fe^{2+}/H_2O_2/UV$)
Fenton (Fe^{2+}/H_2O_2)	Fotocatálisis heterogénea (TiO_2/UV)
Catálisis de peróxido de hidrógeno con ultrasonido	Fotólisis de ozono y peróxido de hidrógeno ($O_3/H_2O_2/UV$)
Ozonización con ultrasonido	Fotólisis del peróxido de hidrógeno (H_2O_2/UV)

Procesos no fotoquímicos	Procesos fotoquímicos
Ozonización con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2)	Fotólisis de ozono (O_3/UV)
Ozonización en medio básico (O_3/ OH^-)	

Fuente: (Vilar, 2015)

De acuerdo con lo anterior, se presenta la secuencia química esperada para algunas de los procesos presentados:

Proceso Fenton

El proceso Fenton es uno de los PAOX más comúnmente aplicados en el tratamiento de aguas residuales industriales, tales como de industrias químicas, farmacéuticas, textiles, papeleras, alimentarias, lixiviado de relleno sanitario, entre otros. Se define como la generación catalítica de radicales hidroxilos mediante una serie de reacciones en cadena entre el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el ion ferroso (Fe^{2+}), que actúa como un catalizador homogéneo. En ausencia de materia orgánica, tiene lugar de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Vilar, 2015):

$$Fe^{2+} + + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^- + \cdot OH \quad (1)$$

$$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + HO_2\cdot + H^+ \quad (2)$$

$$\cdot OH + H_2O_2 \rightarrow HO_2\cdot + H_2O \quad (3)$$

$$\cdot OH + Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+} + OH^- \quad (4)$$

$$Fe^{3+} + HO_2\cdot \rightarrow Fe^{2+} + O_2H^+ \quad (5)$$

$$Fe^{2+} + HO_2\cdot + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + H_2O_2 \quad (6)$$

$$2HO_2\cdot \rightarrow H_2O_2 + O_2 \quad (7)$$

La reacción entre la materia orgánica y el radical hidroxilo puede dar lugar a la formación de radicales orgánicos muy reactivos los cuales sufren oxidaciones posteriores a compuestos más estables mediante su reacción con el ion Fe^{3+}, el oxígeno, el peróxido de hidrógeno, u otros radicales hidroxilos, incluso hasta una mineralización total a agua y dióxido de carbono, según se describe en las siguientes ecuaciones (Vilar, 2015):

$$RH + \cdot OH \rightarrow R\cdot + H_2O \quad (8)$$

$$R\cdot + Fe^{3+} \rightarrow R^+ + Fe^{2+} \quad (9)$$

$$R\cdot + Fe^{2+} \rightarrow R^+ + Fe^{3+} \quad (10)$$

$$R\cdot + H_2O_2 \rightarrow ROH + \cdot OH \quad (11)$$

$$R\cdot + O_2 \rightarrow ROO\cdot \rightarrow R^-O\cdot \quad (12)$$

$$R\cdot + O_2 \rightarrow\rightarrow R^-(H^+) + HO_2\cdot \quad (13)$$

De acuerdo con la descripción dada de los procesos químicos involucrados, se diferencian cinco etapas generales del proceso Fenton: Etapa de ajuste de pH (al pH escogido; puede englobarse durante la etapa de oxidación), etapa de oxidación (dosificación de reactivos y período de reacción de oxidación), etapa de neutralización (ajuste de pH desde el de reacción a uno neutro, para favorecer la coagulación posterior. Esta etapa es vital si se aplica como pretratamiento y se desea implementar tratamiento biológico posterior), etapa de coagulación (ajuste de condiciones ambientales para maximizar la coagulación de sólidos) y etapa de separación de agua residual y lodo generado (aplicación de procesos de separación de sólidos, ya sea filtración, decantación u otros) (Vilar, 2015).

El mecanismo Fenton se puede mejorar mediante la interacción energía solar o radiación ultravioleta para favorecer la eficiencia de remoción de DQO y reducir la formación de lodo, proceso que se conoce como Foto-Fenton (proceso fotoquímico) (Kumari y Kumar, 2023).

Ozonización

Dado su elevado potencial redox (2,07 V frente a 1,77 V del H_2O_2), el ozono es un oxidante químico muy potente, propiedad que puede ser utilizada tanto para la degradación de compuestos contaminantes como para la desinfección del agua. La reacción global de formación de ozono a partir del oxígeno consiste en una reacción altamente endotérmica y no espontánea ($\Delta G° = 161,3$ kJ/mol), por lo que el ozono no puede ser generado por activación térmica del oxígeno; el método más común para generar ozono se basa en aplicar descargas eléctricas de alto voltaje en un medio de oxígeno, retirando el excedente de energía mediante una molécula adicional (Vilar, 2015).

$$3\ O_2 \leftrightarrow 2\ O_3 \quad \Delta H° = +284,5 \text{ kJ/mol} \quad (14)$$

$$\cdot O + O_2 + M \leftrightarrow O_3 + M* \quad (15)$$

El mecanismo de descomposición del ozono se presenta a continuación (Vilar, 2015):

$$O_3 + OH^- \rightarrow HO_2\cdot + \cdot O_2^- \quad (16)$$

$$HO_2\cdot \leftrightarrow O_2^- + H^+ \quad (17)$$

$$O_3 + \cdot O_2^- \rightarrow \cdot O_3^- + O_2 \quad (18)$$

$$\cdot O_3^- + H^+ \leftrightarrow HO_3\cdot \quad (19)$$

$$HO_3\cdot \rightarrow \cdot OH + O_2 \quad (20)$$

$$\cdot OH + O_3 \rightarrow HO_4\cdot \quad (21)$$

$$HO_4 \cdot \rightarrow HO_2 \cdot + O_2 \quad (22)$$

$$HO_4 \cdot + HO_4 \cdot \rightarrow H_2O_2 + 2O_3 \quad (23)$$

$$HO_4 \cdot + HO_3 \cdot \rightarrow H_2O_2 + O_3 + O_2 \quad (24)$$

$$3\ O_2 \leftrightarrow 2\ O_3\ \Delta H° = +284{,}5\ \text{kJ/mol} \quad (14)$$

$$\cdot O + O_2 + M \leftrightarrow O_3 + M* \quad (15)$$

El mecanismo de descomposición del ozono se presenta a continuación (Vilar, 2015):

$$O_3 + OH^- \rightarrow HO_2 \cdot + \cdot O_2^- \quad (16)$$

$$HO_2 \cdot \leftrightarrow O_2^- + H^+ \quad (17)$$

$$O_3 + \cdot O_2^- \rightarrow \cdot O_3^- + O_2 \quad (18)$$

$$\cdot O_3^- + H^+ \leftrightarrow HO_3 \cdot \quad (19)$$

$$HO_3 \cdot \rightarrow \cdot OH + O_2 \quad (20)$$

$$\cdot OH + O_3 \rightarrow HO_4 \cdot \quad (21)$$

$$HO_4 \cdot \rightarrow HO_2 \cdot + O_2 \quad (22)$$

$$HO_4 \cdot + HO_4 \cdot \rightarrow H_2O_2 + 2O_3 \quad (23)$$

$$HO_4 \cdot + HO_3 \cdot \rightarrow H_2O_2 + O_3 + O_2 \quad (24)$$

La reacción por ozono se puede llevar a cabo de forma directa o indirecta (catalizador). En la reacción directa, debido a la fuerte oxidación del ozono, se lleva a cabo una reacción redox entre las moléculas de ozono o átomos de oxígeno y la mayoría de la materia orgánica del lixiviado de relleno sanitario, sin embargo, se considera que la eficiencia de remoción es bastante baja (Wu *et al.*, 2021).

Por el contrario, la reacción indirecta se puede llevar a cabo favoreciendo la generación de radicales hidroxilos mediante la combinación del ozono y peróxido de hidrógeno en el medio (H_2O_2), siendo el radical •OH un oxidante rápidamente reactivo con la mayoría de las fracciones orgánicas, incluso con aquellas que son ozono-resistentes (Fu *et al.*, 2019).

Fotólisis de ozono (O_3/UV)

La radiación UV en contacto con el ozono en medio acuoso dan formación a radicales hidroxilos, según el siguiente mecanismo:

$$O_3 + hv + H_2O \rightarrow 2 \cdot OH + O_2 \quad (27)$$

La formación de radicales HO_2^- es más rápida que la formación de $H_2O_2^{\cdot}$, de manera que se espera que el H_2O_2 generado se disocie en HO_2^- en un medio a pH neutro y participe en reacciones en cadena con el ozono (Vilar, 2015).

Fotólisis del peróxido de hidrógeno (H_2O_2 / UV)

Mediante radiación UV se puede fotolizar moléculas de H_2O_2 de acuerdo con la reacción: $H_2O_2 + h\nu \rightarrow 2 \cdot OH$. Estos radicales pueden reaccionar con compuestos orgánicos o con nuevas moléculas de H_2O_2 (Spuhler, Rengifo and Pulgarin, 2010).

Foto - Fenton

Consiste en la generación de radicales hidroxilos a partir de la reacción entre H_2O_2, radiación UV y el ion Fe^{2+} o Fe^{3+}. El uso de estos iones representa una ventaja en la operación del tratamiento frente a PAOX fotoquímicos al no depender únicamente de radiación UV para la formación de radicales, sin embargo, genera mayor cantidad de lodos que deben ser tratados posteriormente, además de presentar una actuación de menor velocidad que procesos de ozonización (Vilar, 2015).

6.1.4. Análisis multicriterio

6.1.4.1. Método AHP

El método de Proceso de Jerarquía Analítica (o AHP por sus siglas en inglés) es una herramienta que proporciona a los tomadores de decisiones los medios para lidiar con decisiones complejas que involucran múltiples criterios. El método estructura un problema de toma de decisiones en una jerarquía de varios niveles al descomponer un objetivo general en criterios más específicos, los elementos de cada nivel son independientes entre sí (Liu *et al.*, 2011). En la Figura 3 se presenta el esquema jerárquico utilizado en el método AHP.**Figura 3.** Esquema jerárquico AHP

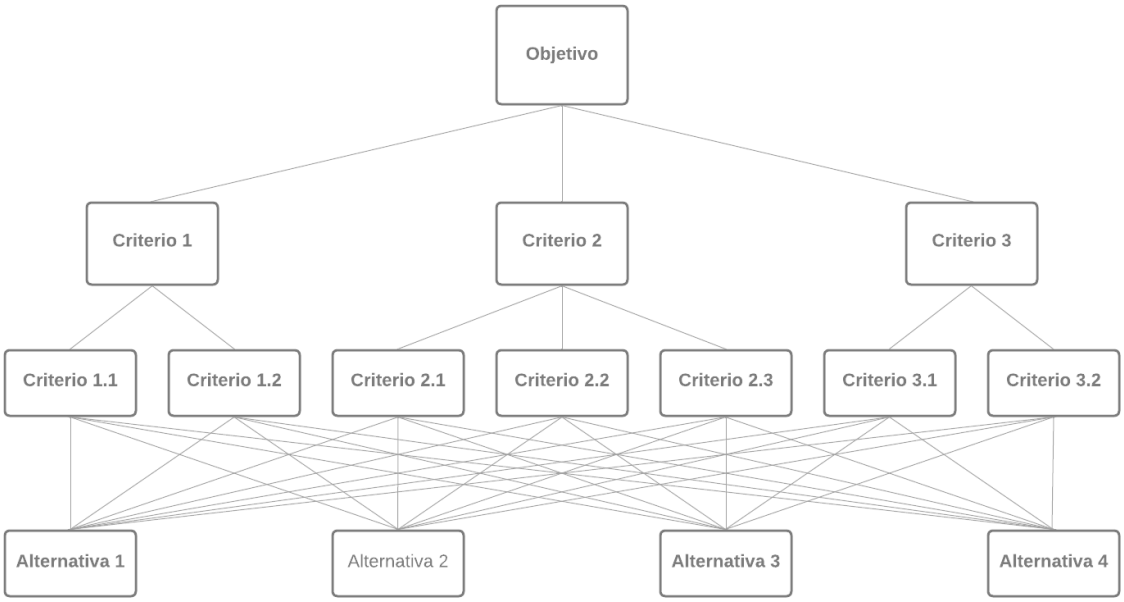


Figura 3. *Esquema jerárquico AHP*

El AHP permite realizar estas comparaciones basándose tanto en factores cuantitativos como cualitativos, ya que para ellos se utiliza la escala propuesta por Thomas Saaty. De esta forma, el decisor o jurado de expertos puede expresar sus preferencias entre dos elementos mediante valores numéricos (López, Chung y Ramírez, 2021). En la Tabla 5 se muestra la escala propuesta por Saaty (1980).

Tabla *5. Escala funcional de comparación entre criterios*

Valor	Escala calificación verbal	Definición
1	Igual importancia	El criterio A es igual importante que el criterio B
3	Importancia moderada	La experiencia y el juicio favorecen ligeramente al criterio A sobre el B
5	Importancia grande	La experiencia y el juicio favorece fuertemente el criterio A sobre el B
7	Importancia muy grande	El criterio A es mucho más importante que el B
9	Importancia extrema	La mayor importancia del criterio A sobre el B está fuera de toda duda
2,4,6,8	Valores intermedios entre los anteriores, cuando es necesario matizar	

La valoración numérica entre criterios permite generar un ponderado de pesos de estos teniendo cuidado especial por la desviación de la coherencia, su medición y la dependencia dentro y entre los grupos de elementos que componen su estructura (Prasad, Rajesh and Thirumalaikumarasamy, 2020). El método ha encontrado sus aplicaciones más amplias en la toma de decisiones multicriterio, la planificación y la asignación de recursos y en la resolución de conflictos (Saaty, 1987).

Matriz de comparación

La comparación de los diferentes criterios de un mismo nivel jerárquico da paso a la generación de una matriz cuadrática denominada matriz de decisión o matriz de comparación de pares (Yepes, 2018). La matriz de comparación de pares (matriz A) es un matriz de LXL donde L representa el número de criterios o subcriterios existentes. El elemento a_{ij} es, pues, la comparación del criterio i respecto al criterio j en uso de la escala numérica presente en la Tabla 5. Al momento de ser llenada la matriz por un decisor o jurado de expertos, se deben considerar las propiedades de la misma matriz. Primero, se debe considerar que los elementos diagonales a_{ij} donde I=J la numeración establecía siempre será 1 como se observa en la Figura 4 (Dyasi y Naicker, 2023).

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{1,2} & \cdots & a_{1,L} \\ a_{2,1} & 1 & \cdots & a_{2,L} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_{L,1} & a_{L,2} & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

Figura 4. *Esquema de la matriz de comparación de pares*

Del mismo modo, la matriz de comparación de pares cumple con las propiedades de reciprocidad y homogeneidad en el que para un elemento a_{ij}= X, el elemento a_{ij}=1/x y $a_{ij} \times a_{ji}$= 1, en la Figura 5 se presenta matriz de comparación de pares con sus propiedades.

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{1,2} & \cdots & a_{1,L} \\ 1/a_{1,2} & 1 & \cdots & a_{2,L} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 1/a_{1,L} & 1/a_{2,L} & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

Figura 5. *Esquema de la matriz de comparación de pares homogénea y reciproca*

Cálculo del vector de pesos

Para la mayoría de los métodos de análisis multicriterio es necesario realizar una normalización de la información presente en las matrices de comparación pareada. Esta medida tiene como objetivo unificar las unidades de medición de tal forma que puedan ser comparables entres si, de esta manera se obtiene una escala común (Bernal y Niño, 2018). Por consciente, se debe realizar la matriz normalizada, para ello se inicia con la sumatoria de cada columna de matriz de comparación de pareada, dando así valores V como se muestra en la Figura 6.

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{1,2} & \cdots & a_{1,L} \\ 1/a_{1,2} & 1 & \cdots & a_{2,L} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 1/a_{1,L} & 1/a_{2,L} & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

$$V1, \quad V2, \quad \ldots, \quad V_L = \sum_{1}^{L} a_i$$

Figura 6. *Cálculo de los valores de sumatoria por columna de la matriz de comparación de pares*

Con el cálculo de los valores de sumatoria por columnas, se procede a dividir los elementos de cada columna por su respectiva sumatoria y se obtiene la matriz de comparación normalizada como se muestra en la Figura 7.

$$A_{Normalizada} = \begin{bmatrix} 1/V_1 & a_{1,2}/V_2 & \cdots & a_{1,L}/V_L \\ a_{2,1}/V_1 & 1/V_2 & \cdots & a_{2,L}/V_L \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_{L,1}/V_1 & a_{L,2}/V_2 & \cdots & 1/V_L \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} b_{1,1} & b_{1,2} & \cdots & b_{1,L} \\ b_{2,1} & b_{1,2} & \cdots & b_{2,L} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ b_{L,1} & b_{L,2} & \cdots & b_{L,L} \end{bmatrix}$$

Figura 7. *Matriz de comparación normalizada*

Para finaliza, se calcula el vector de pesos (W) para los criterios, este vector de pesos (W) resultante es el dato cuantificable del nivel de importancia que tiene los criterios entre sí. Para ello se promedia las filas de la matriz normalizada, en la Figura 8 se presenta el cálculo.

$$W = \begin{bmatrix} \sum_{1}^{L} b_{1,i} \\ \sum_{1}^{L} b_{2,i} \\ \vdots \\ \sum_{1}^{L} b_{L,i} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ \vdots \\ W_L \end{bmatrix}$$

Figura 8. *Vector de pesos*

Razón de consistencia

La matriz de comparación de pares cumple con las propiedades de homogeneidad y reciprocidad. Además de estas dos propiedades, una tercera propiedad, la de consistencia, es deseable que una matriz de comparación pareada cumpla con la propiedad de consistencia. La consistencia manifiesta la coherencia que existe entre los juicios sobre los elementos de un conjunto (Benítez *et al.*, 2012).

La consistencia puede ser afectada por diferentes causas, entre las más comunes se encuentra la misma ampliación del método de evaluación entre criterios. Para un decisor o experto, el criterio A es dos veces más importante que el criterio B, y el criterio B es tres veces más importante que el criterio C; pero, al momento de realizar la comparación entre el criterio A y C no es necesario que el criterio A sea seis veces más importante que el criterio C (Ágoston y Csató, 2022). Adicionalmente, el juicio y preferencias humanas son a menudo inexactos lo cual da paso a la inconsistencia (Magnot, Mazurek y Čerňanová, 2023).

Por consiguiente, se debe establecer el nivel de consistencia que se presenta en la matriz de comparación pareada. Para la anterior se utiliza la razón de consistencia, la cual permite el control cuando los juicios pueden ser sesgados o inconsistentes (Saaty y Hall, 1999).

El cálculo de la razón de consistencia se inicia calculado un vector C multiplicando el vector de pesos por criterio por la matriz de comparación pareada sin normalizar como se observa en la Figura 9.

$$\begin{bmatrix} 1 & a_{1,2} & \cdots & a_{1,L} \\ 1/a_{1,2} & 1 & \cdots & \vdots \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{1,L} & \cdots & \cdots & 1 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} W_1 \\ W_2 \\ \vdots \\ W_L \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} C_1 \\ C_2 \\ \vdots \\ C_L \end{bmatrix}$$

Figura 9. *Cálculo vector C*

Una vez calculado el vector C procede a calcular el vector D según la Figura 10.

$$\begin{bmatrix} C_1/W_1 \\ C_2/W_2 \\ \vdots \\ C_L/W_L \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} D_1 \\ D_2 \\ \vdots \\ D_L \end{bmatrix}$$

Figura 10*. Cálculo vector D*

Con el vector D se determina el valor de λ_{max} y el índice de consistencia (CI). Finalmente, se calcula la razón de consistencia (CR) por medio del valor de constancia aleatoria (AI) y el valor obtenido en índice de consistencia. En la Tabla 6 se presenta los cálculos necesarios y en la Tabla 7, los valores de AI según el número de criterios de la matriz de comparación pareada.

***Tabla 6**. Cálculo de la razón de consistencia*

λ_{max}	$\lambda_{max} = \frac{\sum_1^L D_L}{L}$
Índice de consistencia	$CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$
Razón de consistencia	$CR = \frac{CI}{i}$

***Tabla 7.** Constancia aleatoria en orden del número de criterios*

Tamaño de la matriz (L)	3	4	5	6	7	8	9	10
Constancia aleatoria	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,41	1,45	1,49

Cálculo de vector de pesos ponderado

Para la comparación de los criterios se precisa de la participación de un panel de expertos. Dado que el método AHP está relacionado a un único vector de pesos es necesario unificar las valoraciones de cada experto; sin embargo, llegar a un acuerdo consensuado entre los expertos dispone de una alta dificultad. Para esto, existe en el método de agregación de juicios individuales, que, mediante la media geométrica, transforma las matrices de comparación de pares individual en una matriz grupal. La consistencia de la matriz grupal depende de la consistencia de las matrices individuales. Por la general, si las matrices individuales tienen una consistencia aceptable, la matriz grupal también tendera a tener una consistencia aceptable (Dong y Saaty, 2014). En la Figura 11 se presenta el cálculo del método.

$$Matriz\ de\ comparación\ pareada\ Experto\ 1 \begin{bmatrix} 1 & x_{1,2} & \cdots & x_{1,L} \\ 1/x_{1,2} & 1 & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 1/x_{1,L} & \cdots & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

$$Matriz\ de\ comparación\ pareada\ Experto\ 2 \begin{bmatrix} 1 & y_{1,2} & \cdots & y_{1,L} \\ 1/y_{1,2} & 1 & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 1/y_{1,L} & \cdots & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

$$Media\ geométrica \qquad z_{ij} = \sqrt[L]{x_{ij} \times y_{ij}}$$

$$Matriz\ de\ comparación\ pareada\ agregada \begin{bmatrix} 1 & z_{1,2} & \cdots & z_{1,L} \\ 1/z_{1,2} & 1 & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 1/z_{1,L} & \cdots & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

***Figura 11.** Agregación de juicios individuales*

6.1.4.2. Método TOPSIS

Técnica para la Preferencia de Orden por Semejanza con la Solución Ideal (TOPSIS). El concepto fundamental de TOPSIS se enfoca en que la mejor alternativa debe minimizar la distancia entre ésta y el punto ideal positivo (PIS) y maximizar la distancia desde el punto ideal negativo (NIS) (Chakraborty, 2022).En TOPSIS clásico, la solución ideal positiva (PIS) es aquella que maximiza los criterios de beneficio y minimiza los criterios de costo, mientras que la solución ideal negativa (NIS) minimiza los criterios de beneficio y maximiza los criterios de costo (Allaki, Christensen y Vallières, 2019).

La metodología de construcción y cálculo de la matriz multicriterio y el resultado de solución ideal se lleva a cabo de la siguiente manera (Tzeng y Huang, 2011; Manyoma, Vidal y Torres, 2020; Chakraborty, 2022):

1. Construcción de la matriz. Se refiere a 'm' alternativas, $A = \{A_k \mid k = 1,\ldots,m\}$, los cuales son evaluados con base en 'n' criterios, $C = \{A_j \mid j = 1,\ldots,n\}$. Es necesario tener un vector de pesos (W_j) como factor de ponderación asociado al vector C_j. Este W_j se puede calcular mediante AHP. La tabla de información puede presentarse de acuerdo con la Tabla 8.

Tabla 8. *Matriz de comparación o tabla de información de TOPSIS*

Alternativas	**C1**	**C2**	**…**	**C_n**
A_1	a_{11}	a_{12}	…	a_{1n}
A_2	a_{21}	a_{22}	…	a_{2n}
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
A_m	a_{n1}	a_{n2}	…	a_{mn}
W	w_1	w_2	…	w_n

2. Normalización de la matriz. Los valores asignados a cada uno de los criterios por tecnología a comparar no poseen ninguna relación a causa de la naturaleza de los criterios, por esta razón es necesario normalizar los valores, cada componente de la matriz, mediante la siguiente manera (ver Figura 12):

$$y_{kj}(a) = \frac{a_{kj}}{\sqrt{\sum_{k=1}^{m} a_{kj}^2}},\ k = 1,\ldots,m\ ;\ j = 1,\ldots,n \qquad \textit{Ecuación 1}$$

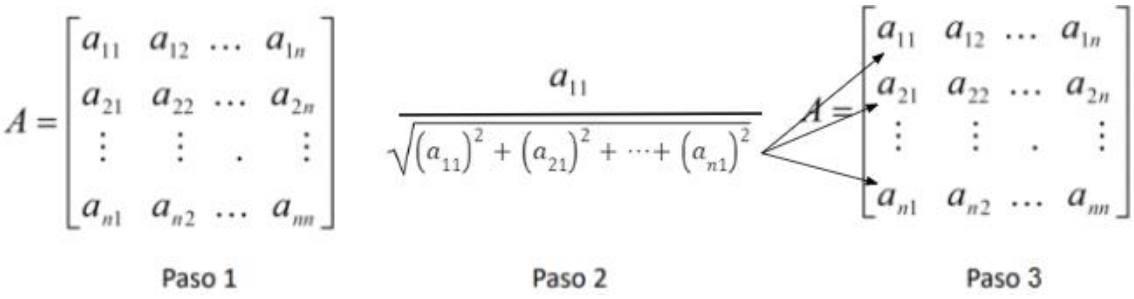


Figura 12*. Procedimiento para normalizar la matriz. El paso 2 debe ejecutarse para cada una de las componentes*

El resultado de la normalización genera una matriz diferente a la construida al principio. Puede entenderse de acuerdo con lo presentado en la Figura 13.

$$Y = \begin{bmatrix} y_{11} & y_{12} & \cdots & y_{1n} \\ y_{21} & y_{22} & \cdots & y_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y_{n1} & y_{n2} & \cdots & y_{nn} \end{bmatrix}$$

Figura 13. *Matriz normalizada*

3. Construir la matriz de decisión normalizada ponderada. Es necesario obtener el "valor real" multiplicando por el vector de pesos encontrado, de acuerdo con lo siguiente (ver Figura 14):

$$v_{kj} = W_j \times y_{kj}\ ; (k = 1, \dots, m\ ; j = 1, \dots, n) \qquad \textbf{Ecuación 2}$$

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \cdots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \cdots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & \cdots & a_{nn} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ w_3 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix}$$

Figura 14*. Construcción matriz ponderada*

El resultado del producto entre el vector de pesos y la matriz normalizada es una nueva matriz denominada como "matriz normalizada ponderada", y se puede entender de acuerdo con la Figura 15.

$$V = \begin{bmatrix} V_{11} & V_{12} & \cdots & V_{1n} \\ V_{21} & V_{22} & \cdots & V_{1n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ V_{n1} & V_{n2} & \cdots & V_{nn} \end{bmatrix}$$

Figura 15. *Matriz normalizada ponderada*

4. Identificar las soluciones ideales positivas y negativas. Este es el conjunto de valores positivos ideales y el conjunto de valores negativos ideales, de acuerdo con la matriz de decisión normalizada y ponderada (ver ecuación 3 y ecuación 4). La solución ideal se concibe como la opción de mayor beneficio o de menor costo, según la naturaleza de cada criterio.

$$A^+ = [v_1^+, v_2^+, \dots, v_n^+] \quad \textbf{\textit{Ecuación 3}}$$

$$A^- = [v_1^-, v_2^-, \dots, v_n^-] \quad \textbf{\textit{Ecuación 4}}$$

5. Calcular las medidas de distancia. Consiste en el cálculo de qué tanto cada alternativa difiere en cada dimensión (criterio) de la opción óptima y de la menos deseada (ver Ecuación 5 y 6).

$$S_k^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^{n} (v_{kj} - S_j^+)^2} \quad \textbf{\textit{Ecuación 5}}$$

$$S_k^- = \sqrt{\sum_{j=1}^{n} (v_{kj} - S_j^-)^2} \quad \textbf{\textit{Ecuación 6}}$$

6. Calcular la proximidad relativa a la solución ideal y ordenar preferencias. Comprende el cálculo de la proximidad relativa (R_k) a la solución ideal. Para ordenar preferencias, mientras más cercano sea el valor de R_k a 1, mayor prioridad de la alternativa correspondiente (Ecuación 7).

$$R_k = \frac{d_k^-}{(d_k^+ - d_k^-)} \; ; \; (d_k^- \geq 0 \, , d_k^+ \geq 0 \, ; R_k \in [0,1]) \quad \textbf{\textit{Ecuación 7}}$$

7. Análisis de sensibilidad. Un análisis de sensibilidad es ejecutado para verificar la estabilidad en el orden obtenido. Los resultados del análisis multicriterio indican el ranking de tecnologías potenciales y su sensibilidad a los valores asignados a los criterios. Además, permite la observación de factores que contribuyen tanto a la selección como a la no selección de cada alternativa.

7. METODOLOGÍA

El trabajo de grado se desarrolló de forma virtual y presencial en las instalaciones de la Universidad del Valle (sede Meléndez, Cali, Colombia). La información de las tecnologías y criterios seleccionados fue compilada de literatura de investigaciones a escala de laboratorio, a causa de la ausencia de datos para pruebas a escala piloto y real.

Con el objetivo de seleccionar una tecnología perteneciente al grupo de procesos avanzados de oxidación para la remediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios jóvenes e intermedios, se llevó a cabo tres etapas de investigación:

1. Recopilación de información cuantitativa de las tecnologías comparadas respecto a los criterios evaluados.

2. Panel de expertos que aportaron su opinión numérica en el peso o importancia de cada uno de los criterios respecto a otros (comparación pareada mediante la herramienta AHP o proceso de jerarquía analítica), del cual se obtuvo el vector de pesos para los criterios

3. La selección de la tecnología mediante la herramienta de decisión TOPSIS.

7.1. Determinación de los criterios de selección

Al inicio del proceso de selección de los criterios se efectuó una revisión de literatura en bases de datos relacionado con en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante procesos avanzados de oxidación.

En la Tabla 9 se resumen la ecuación de búsqueda realizadas en la investigación en las bases de datos Web of Science y Scopus.

***Tabla 9**. Ecuación de búsqueda*

Base de datos	**Web Of Science**	**Scopus**
Búsqueda	**Landfill leachate advanced oxidation processes** (All Fields) and **Leachate** or **Advanced Oxidation Processes** (Topic) and **Articles** or **Review Articles** (Document types) and **2022** or **2021** or **2020** or **2019** or **2018** or **2017** or **2016** or **2015** or **2014** or **2013** or **2012** (Publication years) and **Environmental Sciences** (Web of Science categories)	TITLE-ABS-KEY (landfill AND leachate AND advanced AND oxidation AND processes) AND PUBYEAR > 2011 AND PUBYEAR < 2023 AND (LIMIT-TO (EXACTKEYWORD , "Leachate") OR LIMIT-TO (EXACTKEYWORD , "Advanced Oxidation Processes")) AND (LIMIT-TO (SUBJAREA , "ENVI")) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE , "ar") OR LIMIT-TO (DOCTYPE , "re")

Base de datos	Web Of Science	Scopus
Áreas	Environmental Sciences	Environmental Science
Palabras clave	Landfill leachate, oxidation processes, leachate, advanced oxidation processes	Landfill leachate, oxidation processes, leachate, advanced oxidation processes
Tipo de documento	Artículos o reviews	Artículos o reviews
No. Documentos	374	184

De acuerdo con la Tabla 9, Web of Science ofreció mayor número de artículos que la base de datos Scopus para la ecuación de búsqueda en cuestión. Entre los artículos ofrecidos por Scopus se observó que el 60% de estos se pueden obtener en los resultados ofrecidos por Web of Science; el restante 40% no se consideró relevante para la selección de criterios y tecnologías.

De la base de datos de Web of Science (WoS), se descargó la información de título y enlace DOI de 374 documentos el día 24 de octubre de 2022. Este grupo se filtró de forma manual, atendiendo a los títulos que contengan las palabras clave "landfill leachate", "advanced oxidation", "treatment" (o el nombre de una tecnología de oxidación avanzada), descartando otros términos que hagan referencia a conceptos de desinfección, tratamiento biológico y otros que no estén relacionados con el objetivo de la revisión bibliográfica.

El total de documentos filtrados fue de 68, la revisión permitió definir como criterios pH, tiempo de reacción, DQO inicial, DBO inicial, eficiencia de remoción de DQO, biodegradabilidad (índice DBO/DQO), toxicidad (EC50 *Daphnia magna*) y "costo por kilogramo de DQO removido".

7.2. Panel de tecnologías y criterios o matriz de decisión

Por otra parte, la revisión de literatura se enfocó en la creación de un panel de tecnologías sobre las cuáles se efectuó la comparación mediante análisis multicriterio.

Se realizó una revisión detallada con base en tecnologías de tratamiento de oxidación por ozono, Fenton, y persulfato, "Ozonización", "Oxidación Fenton", "Ozono-Fenton" (combinación de oxidación por ozono y Fenton en ese orden), "Fenton-ozono" y "Coagulación-Fenton", Otras tecnologías como "Electro-Fenton", "Electrocoagulación", "Electro-oxidación" "Dark Fenton" y "Solar photo-Fenton" u oxidación mediante peroximonosulfato (entre otras) fueron descartadas del estudio por insuficiencia de datos.

Se desarrolló una matriz que permite la comparación de tecnologías aplicadas en los tratamientos PAOX de lixiviados con los criterios de selección (Tabla 10). En ella los criterios se presentan en las columnas y las tecnologías en las filas. Por otra parte, la matriz construida para los cálculos procedentes mediante el método de análisis multicriterio TOPSIS comprende únicamente las 8 columnas y 5 filas correspondientes a los criterios y tecnologías respectivamente (ver Tabla 11).

Tabla 10. *Matriz de comparación entre tecnologías y criterios*

Artículos	Fecha	Tecnología	Edad lixiviada	Crit. 1	Crit. 2	Crit. 3	Crit. 4	Crit. 5	Crit. 6	Crit. 7	Crit. 8

Tabla 11. *Matriz de comparación entre tecnologías y criterios para análisis mediante método TOPSIS*

Tecnología	Crit. 1	Crit. 2	Crit. 3	Crit. 4	Crit. 5	Crit. 6	Crit. 7	Crit. 8

7.3. Análisis de costos

El análisis de costos puede abarcar desde temas de costo inicial y de operación y mantenimiento, consumo de energía e insumos químicos, entre otros. Para este trabajo, se consideró únicamente los costos relacionados con insumos químicos y de energía según el caso (tecnología) de la siguiente manera:

- Cambio de pH: consumo de ácido para acidificar el medio.
- Cambio de pH: consumo de base para titular ácidos o alcalinizar el medio.
- Consumo de peróxido de hidrógeno: químico necesario para tecnologías tipo Fenton.
- Fuente de hierro ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$): químico requerido como fuente de $\boldsymbol{Fe^{2+}}$ para tecnologías tipo Fenton.
- Consumo de energía: presentado en tecnologías que requieren de sistemas de bombeo o de inyección de ozono u oxígeno al medio, dado en kWh.

Los costos de cada insumo químico se calcularon con base en el valor de la oferta industrial de insumos químicos (H_2SO_4, NaOH, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, H_2O_2), trasladado a costo por gramo o kilogramo de compuesto puro, para ello se calculó la cantidad de masa requerida para cada

insumo químico. Adicionalmente, se estimó la cantidad de energía utilizada por tecnología, el valor se fijó de acuerdo con las tarifas de Cali en marzo de 2023.

Con el fin de lograr la comparabilidad de los costos entre las tecnologías el cálculo de costos se estimó normalizando a un mismo volumen de control en el tratamiento.

El cálculo general para la determinación del costo de remoción se planteó de acuerdo con la ecuación 8.

$$Costo\ tratamiento\ = (a \times EC + C_{insu.\ quím.})$$ ***Ecuación 8***

Donde:

- a = tarifa de costo de la energía eléctrica (USD/kWh).
- EC = Energía consumida (kWh).
- $C_{insu.\ quím.}$ = Costo por insumos químicos utilizados (USD).

7.4. Construcción del vector de pesos asociado a los criterios

La selección de los criterios de tratamiento permitió, en consecuencia, implementar el método de análisis multicriterio AHP para asignar los pesos a cada uno de los criterios. Para este propósito, se utilizó la matriz de comparación pareada sobre la cual se introdujo el valor comparativo según la escala de Saaty (1980).

7.4.1. Encuesta y panel de expertos

Para la valoración numérica en la comparación de cada uno de los criterios se requirió de la decisión de un panel de expertos que calificaran la importancia de cada criterio, según su conocimiento y experiencia afín al tema de tratamiento de lixiviados mediante procesos avanzados de oxidación. Este proceso consistió en 28 comparaciones entre cada uno de los criterios, solicitadas en formato de encuesta, con un contenido de una presentación del proyecto de investigación y el método de comparación de pares empleado en el análisis AHP.

El panel de expertos fue seleccionado mediante una búsqueda de personas que hayan trabajado en el área de lixiviados de rellenos sanitarios o tratamiento mediante procesos avanzados de oxidación, resultando en una lista de más de 75 expertos, a los cuáles se les solicitó su aporte en este trabajo.

7.4.2. Consistencia de la matriz de comparaciones

La información recopilada de cada experto fue trasladada a una matriz en la forma como se presenta en la Figura 4. Cada matriz debe cumplir con una razón de consistencia para que su valor sea válido para el cálculo de la matriz ponderada. A partir de ésta, se calculó el vector de pesos asignados para cada criterio de tratamiento mediante el método AHP (ver Figura 6, Figura 7 y Figura 8).

7.4.3. Selección de tecnología para tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios

El proceso de selección de la tecnología para la remediación de lixiviados de rellenos sanitarios se realizó mediante la combinación de los métodos AHP-TOPSIS, el cual consiste en el producto entre el vector de pesos calculado y la matriz de decisión.

7.4.4. Matriz de pesos normalizada

La matriz de decisión fue sometida a un proceso de normalización de acuerdo con lo indicado en la Figura 7. A continuación, se ejecutó un producto punto entre el vector de pesos y la matriz de decisión normalizada, obteniendo así la matriz de pesos normalizada.

7.4.5. Cálculo de proximidad relativa

Se identificaron las soluciones ideales positivas y negativas para cada criterio, se determinó el valor de separación de las alternativas tecnológicas mediante la teoría de la distancia Euclidiana. Finalmente, la proximidad relativa de las alternativas a la solución ideal mediante el cálculo de la puntuación de preferencia general (ver Ecuación 7). Chakraborty (2022)

Este último análisis presenta el ranking de selección de la tecnología ideal para el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

8. RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN

8.1. Revisión de literatura

En la Figura 16 se presentan los datos de cantidad de artículos por países y el número de publicaciones en los periodos 2012 a 2017 y 2018 a 2022 obtenidos en la base de datos Web of Science.

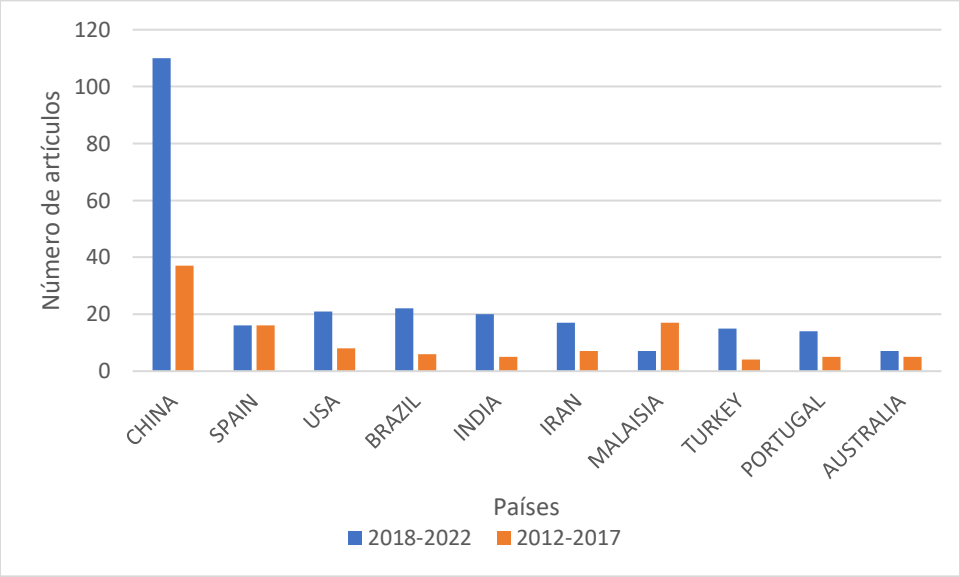


Figura 16. *Artículos publicados por países para la ecuación de búsqueda "Landifll leachate treatment advanced oxidation processes" en Web of Sciencie en los periodos 2012 a 2017 y 2018 a 2022*

De acuerdo con la Figura 16, la investigación de las tecnologías PAOX para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios ha presentado un incremento del 195% en los últimos 5 años (2018-2022), respecto al número de artículos publicados para el periodo de 2012 al 2017. Además del incremento de publicaciones, se evidenció el aumento de número de países con artículos publicados. Desde un enfoque económico, los países desarrollados representan el 31% del trabajo investigativo en el que se destaca Estados Unidos y España. De mismo modo, los países con economías emergente como China, Brasil e India presentan el 45% del global de investigación. Finalmente, los países en vía de desarrollo tienen el 24% restante donde destaca Egipto y Colombia. Estos datos dan a conocer la aplicabilidad de las tecnologías PAOX en el tratamiento de lixiviados en diferentes entornos económicos.

De acuerdo con la review realizada por Lebron et al, 2021, en la que se evaluó 27 lixiviados entre 1998 y 2020, los países tropicales, los lixiviados presenta condiciones de biodegradabilidad bajas y alta presencia de sustancias recalcitrantes en menores tiempos en comparación países templados. La disminución de la biodegradabilidad puede suceder principalmente por las condiciones más cálidas de las regiones tropicales, que influye en mayor actividad biológica y cambios en el microbioma (Chen, 1996; Lima *et al.*, 2016). En climas templados se pueden presentar niveles de DQO inferior o iguales a 1.000 mg/L en un periodo mínimo de 10 años, lo cual en climas tropicales puede ocurrir en 1,5 años desde el inicio de la operación de relleno sanitario (Chen, 1996; Ferreira, 2010; Lima *et al.*, 2016; Lebron *et al.*, 2021). Finalmente, Las características fisicoquímicas de los lixiviados pueden estar influenciadas por las condiciones climatológicas del relleno sanitario.

8.2. Tipo de lixiviados

8.2.1. Lixiviados: Caso de estudios

Para el desarrollo de este trabajo se realizó una revisión de literatura sobre tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios mediante procesos avanzados de oxidación (PAOX). Lo ideal de la revisión fue encontrar información cuantificable para tecnologías de tratamiento aplicadas a escala real o piloto frente a los criterios de decisión. Sin embargo, ninguna investigación se ha aplicado a escala real y escasamente se ha aplicado a escala piloto (sin datos suficientes para el proceso de selección). De esta manera, se evidenció un caso de estudio que se ajustó a las condiciones requeridas para su procesamiento de cálculo (datos cuantitativos para los criterios de selección de tecnología de remediación PAOX), aplicado a escala de laboratorio.

- Lixiviado de un relleno sanitario en Estonia (Goi, Veressinina y Trapido, 2009):

Estonia es un país ubicado en la región continental del Atlántico en zona templada, y se caracteriza por su transición entre clima marítimo y continental. En verano, sus temperaturas alcanzan los 16 a 17°C, y en invierno, los -2,5 a -7°C, y con una media anual de precipitación entre 550 y 700 mm (ver Figura 17).

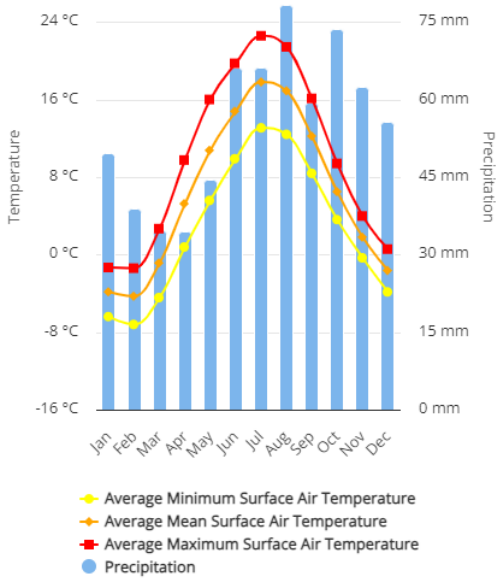


Figura 17*.Condiciones climáticas de Estonia. Media mensual de promedios mínimos, medios y máximos de temperatura, y precipitación*

Fuente: (World Bank Group, 2021)

En este caso de estudio, el lixiviado muestreado para el estudio de tratamiento se tomó de un relleno sanitario que ha operado desde 2003, 4 años de operación para la fecha en la que los experimentos fueron ejecutados (2007). En la Tabla 12 se presenta los parámetros de lixiviado.

Tabla 12. *Características lixiviado caso*

Parámetro	unidades	Valor
DQO	mg/L	14.000
DBO_5/DQO	--	0,44
pH	--	8,1
Alcalinidad	Mg $CaCO_3$/L	12.650

De acuerdo con la Tabla 12, este lixiviado puede considerarse joven por ser inferior a 5 años y la alta carga de contaminación por DQO, sin embargo, el índice DBO/DQO indicó que la biodegradabilidad del lixiviado es consistente para un rango de edad intermedio, así como el pH para un lixiviado maduro.

8.3. Criterios de selección AHP

Para establecer los criterios de selección se tuvieron en cuenta los factores que afectará en la selección de la tecnología óptima para el tratamiento de lixiviados de relleno sanitarios para las condiciones de operación.

8.3.1. Factores Operativos

El factor operativo está relacionado condiciones operativas necesarias para el tratamiento, por lo cual en este ámbito se evalúa factibilidad operativa y económica de implementar las tecnologías. El grado de complejidad de las tecnologías están dadas por las restricciones iniciales e insumos físicos y químicos, que se reflejan en tiempos tratamientos y costos de operación.

8.3.2. Factores Técnicos

El factor técnico corresponde a los parámetros del lixiviados a tratar y los resultados de funcionamiento de un sistema de tratamiento, el cual influencia el diseño y debe considerarse en condiciones previas a la instalación. Un ejemplo de este es el de la DQO inicial.

8.3.3. Factor ambiental

La generación de los lixiviados de rellenos sanitarios conlleva consigo a problemáticas ambientales por contaminación de recursos hídricos, suelos y atmosféricos. Con el fin de mitigar el impacto, se busca establecer parámetros que permitan conocer de forma cuantitativa las tecnologías que mejor se desempeñen en la reducción del impacto ambiental que proceden de los lixiviados de rellenos sanitarios.

8.3.4. Evaluación de criterios de selección

Para este propósito se verificó la existencia de información cuantitativa de diferentes criterios evaluadores identificados (ver Tabla 13):

Tabla 13. *Primera lista de criterios evaluadores seleccionados para la selección de tecnologías de remediación de lixiviados*

Criterios evaluadores	
Inversión inicial	Energía Eléctrica consumida por Masa orgánica Tratada (EEM)
Vida útil	Remoción de DQO
Complejidad de la composición de lixiviados	Caudal de tratamiento
pH	Costos de operación y mantenimiento
Disponibilidad de insumos químicos	Disponibilidad de servicio eléctrico
Relación H_2O_2 y Fe^{2+}	Tiempo de contacto
Color	Pretratamiento biológico
DQO inicial	Edad del relleno sanitario
Temperatura	Pretratamiento químico

Con un total de 18 criterios iniciales disponibles se realizó una depuración conceptual con dos objetivos: reducir la carga de cálculo de selección y disminuir la complejidad en la fijación de peso de los criterios para la selección de tecnología.

Se identificó que los criterios cuantitativos como la *'inversión inicial'* y la *'vida útil'* son conceptos variables que dependen de diversos factores de localidad, dificultad de adquisición, complejidad de operación y mantenimiento. Sin embargo, la literatura no presenta los anteriores criterios; por lo tanto, se descartaron para la investigación.

En la literatura no se presentan criterios cualitativos como *'Complejidad de la composición de lixiviados'*, *'Disponibilidad de insumos químicos'*, *'Capacidad de tratamiento'* y *'Disponibilidad de servicio eléctrico'; por lo tanto, también fueron retirados del análisis de criterio.*

La *'Edad del relleno sanitario'* no se consideró como criterio debido a que los casos de estudio tienen características de lixiviado de edad intermedia.

Por otra parte, los criterios de *'pH'*, *'DQO inicial'*, *'Remoción'* y *'Tiempo de contacto'* se consideran relevantes porque describen las condiciones operativas en los procesos de tratamiento. La remoción de DQO se consideró como un criterio ya que permite evaluar la eficiencia del tratamiento. El pH es otro criterio requerido para el tratamiento como parámetro y el cual influye en las eficiencias de remoción de algunas tecnologías PAOX. El tiempo de contacto (o tiempo de tratamiento) se considera como criterio debido a que define el tamaño del sistema de tratamiento, este factor afecta en consecuencia los costos y área de construcción.

Los criterios de Color, Relación H_2O_2:Fe^{2+} y Temperatura, no se encuentran definidos en todos los trabajos de investigación. El color en este tipo de residuos se relaciona al contenido de materia orgánica; sin embargo, el contenido de ella se evaluó en forma más apropiada con la DQO. La Relación H_2O_2:Fe^{2+} se aplica únicamente en los métodos Fenton y no se puede comparar con las otras tecnologías; además, están incluidos en el criterio de costos de tratamiento. Por último, la temperatura es un criterio que únicamente aplica en el método de remediación por oxidación por persulfatos (altas temperaturas), por lo que no se puede comparar con las demás tecnologías.

Finalmente, los criterios de *'Costos de operación' y* de *'Energía eléctrica consumida por masa orgánica extraída'* (EEM) fueron tomados en cuenta en la investigación por que la viabilidad de los proyectos considera los aspectos de costos de operación e inversión. Los datos de costos fueron normalizados respecto a la cantidad de masa de DQO removida por volumen de lixiviado tratado (costo de tratamiento).

Se incluyó el criterio relación DBO/DQO, debido a su utilidad como indicador de la biodegradabilidad del lixiviado. Este criterio en conjunto con los valores de DQO también permite evaluar el potencial de impacto ambiental relacionado con la carga contaminante.

El parámetro de Ecotoxicidad de residual lixiviado describe la capacidad de inhibir la actividad biológica en un tratamiento biológico (Ren, 2004). Este criterio busca mitigar o reducir el impacto ambiental sobre la biología y microbiología de los ecosistemas sobre los cuales sean liberados los lixiviados tratados.

En la Tabla 14 se presentan los criterios seleccionados y su definición.

Tabla 14. *Panel de criterios evaluadores escogidos para la selección de tecnología PAOX. Se recopiló información cuantitativa de cada uno*

Tipo	Criterios	Definición
Técnico	DQO inicial	Indica la cantidad de oxígeno para descontaminar el lixiviado de relleno no tratado.
	Remoción de DQO	Determinar la capacidad de la tecnología para degradar la contaminación presente en lixiviado no tratado.
	DBO inicial	Indica la cantidad de contaminación y potencial de impacto ambiental presente en el material biodegradable del lixiviado no tratado.
Operativo	pH	Indica el pH de funcionamiento que presenta la tecnología en su proceso de degradación.
	Tiempo de reacción	Establece el tiempo necesario que ocupa la reacción en el proceso PAOX para conseguir la óptima degradación del lixiviado de relleno sanitario. De manera que se presente el mínimo tiempo posible para un volumen de control.
	Costo de tratamiento	Este parámetro considera los costos relacionados al consumo de insumos químicos necesarios en la tecnología PAOX par a la degradación de un kilo de DQO removido.
Impacto ambiental	DBO/DQO $_{\text{índice}}$	Establece la proporción de material biodegradable en el lixiviado tratado. Se utiliza como indicador de biodegradabilidad para posteriores tratamientos biológicos (presentación porcentual de la diferencia entre inicial y final).
	Toxicidad	Este parámetro está relacionado al impacto ambiental que puede generar el lixiviado tratado en caso de ser liberado en el ambiente. El método implementado fue el EC_{50} (valorado de 0 a 100 o como porcentaje), este método consiste en una estimación estadística de la concentración de tóxico en el medio ambiente necesario para producir un efecto particular en el 50% de una población muy grande bajo condiciones específicas. Entre más alto sea la medida, mejor valoración tendrá. (Rozman, Doull y Hayes, 2010).

8.4. Tecnologías

La selección del panel de tecnologías de PAOX se basó en la existencia de datos cuantitativos de cada uno de los ítems del panel de criterios (ver Tabla 14) y que la edad del relleno sanitario correspondiera a edad intermedia. Se identificó la disponibilidad de los criterios definidos en evaluaciones de tecnologías de ozonización, Fenton, ozonización + Fenton (en secuencia), Fenton + ozonización y coagulación + Fenton; por lo anterior, se puedo evaluar mediante el análisis multicriterio TOPSIS.

En la Tabla 15 y la Figura 18, se presentan las tecnologías y su principio de aplicación.

Tabla 15. *Resumen del panel de tecnologías escogidas para la selección de tecnología PAOX. Se condicionó su participación a la existencia de datos cuantitativos atribuido a cada ítem del panel de criterios*

Oxidación	Tecnología
Química	Ozonización
	Fenton
Química combinada	Ozono-Fenton
	Fenton-Ozono
	Coagulación-Fenton

Acorde a la Figura 18, la tecnología Fenton presenta el mayor número de artículos presente en la literatura consultada con un total de 103, seguido de la tecnología Ozonización con 38 artículos presentes. Para el caso de Ozono-Fenton, Fenton-Ozono y Coagulación-Fenton, al ser tecnologías combinadas se presentaron en menor medida con 7, 7 y 14 artículos respectivamente.

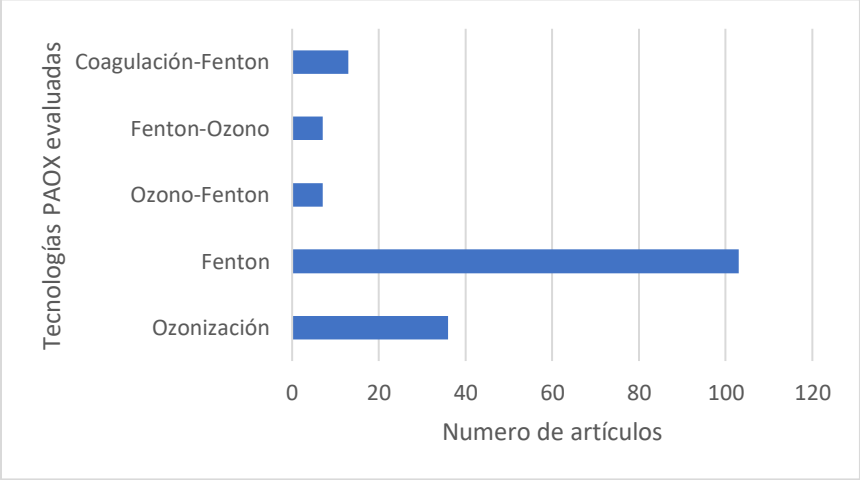


Figura 18. *Distribución de artículos por tecnologías evaluadas*

Las tecnologías como “Electro-Fenton”, “Electrocoagulación”, “Electro-oxidación” “Dark Fenton” y “Solar photo-Fenton” no presentaron datos cuantitativos en los criterios de selección presenten en la Tabla 14. Por consiguiente, las tecnologías mencionadas no fueron evaluadas en el análisis multicriterio por la falta de datos.

8.4.1. Oxidación por ozono (ozonización)

Para el caso de estudio, se observó el desempeño del tratamiento de lixiviado mediante ozonización simple aplicado en medio básico (pH=11) en un reactor semicontinuo de burbujas con chaqueta de espuma de 1,5 L. El tiempo de tratamiento fue de 240 minutos, durante el periodo se neutralizó el medio hasta alcanzar un pH de 8,1. La toxicidad mejoró de 0,027 a 0,056 (en una escala del 0 al 100) y la biodegradabilidad (índice DBO/DQO) mejoró desde 0,44 hasta 0,5 (6% mejor) (Goi, Veressinina y Trapido, 2009). Esta opción tecnológica (ozonización con hidroxilos o perozonización), no fue evaluada debido a que presentó un desempeño similar a la opción de de la ozonización simple.

8.4.2. Fenton

El tratamiento Fenton fue llevado a cabo como un reactor tipo batch de 0,5 L a pH=4,5. Se adicionó en dos pasos de igual concentración el catalizador ($FeSO_4 \bullet 7H_2O$) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2), iniciando así la reacción (H_2O_2/Fe^{2+} = 10/1, Molar/Molar; H_2O_2/DQO = 2/1, peso/peso). La duración del tratamiento fue de 1.440 minutos, posterior a eso se neutralizó el medio mediante la adición de NaOH. La eficiencia de remoción de DQO fue del 71%, de igual forma, la toxicidad mejoró de 0,027 a 0,045 y la biodegradabilidad mejoró un 6%, llevando el índice DBO/DQO desde 0,44 hasta 0,5 (Goi, Veressinina y Trapido, 2009).

8.4.3. Ozonización y Fenton

Este tratamiento consistió en la combinación en secuencia de las tecnologías de ozonización y Fenton en ese orden (Goi, Veressinina y Trapido, 2009). Se aplicó el tratamiento sin ajuste de pH (pH=8,1) durante 240 minutos en un reactor con un volumen de 0,3 L, el cual modificó el pH del lixiviado a 9. El pH fue preajustado a 4,5 para el tratamiento mediante la reacción Fenton adicionando H_2SO_4; además, se adicionó H_2O_2 y $FeSO_4 \bullet 7H_2O$ como oxidante y fuente de hierro, respectivamente. La remoción de la DQO inicial fue un 28% con el acople a la ozonización, el tiempo de tratamiento fue de 1.440 minutos de tratamiento, el efluente fue neutralizado mediante la adición de NaOH. Por otra parte, la toxicidad mejoró desde 0,027 hasta 0,05 unidades (3% aproximadamente), y el índice DBO/DQO desde 0,44 hasta 0,5 (6%) (Goi, Veressinina y Trapido, 2009). Se estimó un costo asociado a la aplicación en el acople de la tecnología para la remoción de DQO de 8,175 USD/kg.

8.4.4. Fenton y ozonización

Esta tecnología combinada aplicó tratamiento Fenton en primer lugar y posterior el ozono (Goi, Veressinina y Trapido, 2009). Se ajustó previamente el medio a un pH ácido (pH=4,5) mediante adición de H_2SO_4. Posteriormente, se adicionó en dos pasos de igual concentración el catalizador ($FeSO_4 \bullet 7H_2O$) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2), iniciando así la reacción (H_2O_2/Fe^{2+} = 10/1, Molar/Molar; H_2O_2/DQO = 1/1, peso/peso). Luego de 1440 minutos de tratamiento, el pH se reajustó a 8,1 mediante la adición de NaOH, y posterior se aplicó el tratamiento por ozonización durante 240 minutos en un reactor de 0,3 L. En cuanto a la toxicidad y el índice DBO/DQO, el resultado de incremento fue del 0,026 (2,6%) y 0,16 (16%), respectivamente (Goi, Veressinina y Trapido, 2009).

8.4.5. Coagulación y Fenton

El lixiviado fue tratado en un reactor con 0,6 L al cual se aplicó cloruro férrico ($FeCl_3$) y fue tratado mediante 1 minuto de mezcla rápida (400 rpm), 30 minutos de mezcla lenta (50 rpm) y 60 minutos de sedimentación. Posteriormente se procedió al tratamiento mediante Fenton acidificando el medio a pH de 4,5; la remoción de DQO durante la coagulación fue del 15%, el valor inicial de DQO considerado para Fenton fue de 11.900 mg/L. A continuación, se adicionó H_2O_2 y $FeSO_4 \bullet 7H_2O$ como oxidante y fuente de hierro, respectivamente (H_2O_2/Fe^{2+} = 5/1, Molar/Molar; H_2O_2/DQO = 2/1, peso/peso). Luego de 1.440 minutos, el medio se neutralizó mediante la adición de NaOH, modificando el pH desde 2,3 hasta 8,1.

8.5. Costos de tratamiento

Las cantidades de insumos fueron calculados según la presentación de los productos y de la tarifa de consumo de EE para el sector industrial (considerando el menor precio negociable para el área empresarial-industrial).

De acuerdo con lo anterior, en cuanto a insumos químicos se identificó consumo de ácido (H_2SO_4) para la acidificación del medio, soda cáustica (NaOH) para la neutralización del medio, aplicación de sulfato de hierro ($FeSO_4 \bullet 7H_2O$) como fuente de hierro (catalizador) para procesos tipo Fenton y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) como oxidante principal para procesos tipo Fenton. El costo de cada uno de los insumos químicos utilizados fue calculado tomando en cuenta el precio por kilogramo (dado en USD/kg) y la cantidad en kilogramos (kg) utilizada durante el proceso de tratamiento, según la ecuación 9.

Se observó consumo de energía eléctrica en el proceso de tratamiento mediante ozonización. Para el cálculo de energía consumida y el costo que representa se identificó, en primer lugar, la potencia de funcionamiento del equipo (ya sea del ozonizador o de la bomba, según sea el caso) y el tiempo de uso, que corresponde con el tiempo de reacción o de tratamiento para la tecnología ecuación 10. Posterior a eso, se consideró el tipo de moneda y se seleccionó el dólar estadounidense (USD) por motivos logísticos en la oferta de los precios de los insumos químicos, de forma similar, los costos de consumo de energía se estimaron con base en el costo de la tarifa de consumo energético industrial en Colombia (273,43 COP/kWh promedio

para el mes de enero de 2023). El valor del cambio de la divisa COP/USD se consideró de $4.400 COP (mayo de 2023), de esta manera, el costo por consumo de energía eléctrica se puede calcular mediante la Ecuación 11.

$$Costo\ por\ I.Q.(USD) = Masa\ I.Q.(kg) \times Costo\ por\ kg\ de\ I.Q.(\frac{USD}{kg})$$ ***Ecuación 9***

$$Energía\ consumida\ (kWh) = Potencia\ (kW) \times tiempo\ (h)$$ **Ecuación 10**

$$Costo\ consumo\ energía\ eléctrica\ (USD) = E.C.(kWh) * 273{,}43 \frac{COP}{kWh} * \frac{1\ USD}{4000\ COP}$$

Ecuación 11

8.5.1. Costos de tecnologías

El costo de la tecnología se calculó como 'costo por kilogramo de DQO tratado'. Para tecnologías individuales se determinó el costo asociado según la masa de DQO tratada (específica para el volumen y eficiencia de remoción en particular). Por otra parte, se evidenció que el volumen de tratamiento varía entre las tecnologías combinadas. Por este motivo, fue necesario la normalización de los volúmenes de tratamiento entorno a un volumen de control (1,5 L para tecnologías combinadas Ozono-Fenton y Fenton-Ozono; 3 L para tecnología combinada Coagulación-Fenton) (ver Figura A1, Figura A2 y Figura A3 de los ANEXOS. De esta manera, la suma de los resultados individuales entre ozonización y Fenton son comparables entorno a un mismo volumen (1,5 L), así como para coagulación y Fenton (3 L).

En la Tabla 16 se presentaron los costos de operación de las tecnologías.

Tabla 16. *Resumen panel de tecnologías, costos de tratamiento y costo de remoción de DQO*

Tecnologia	Remoción	Costo energía	Costo insumos químicos	Costo tratamiento	Costo por kg DQO removido
Ozonization	0,410	0,3 L volumen control 60 W = 0,060 kW -> 240 min = 4 h E consumida = 0,24 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD 0,06214 USD/kWh * 0,24 kWh = 0,01491 USD	$ 0,00066	$ 0,01557	8,002 USD/kg
Fenton	0,710	-	$ 0,01592	$ 0,01592	3,203 USD/kg
Ozonation + Fenton	0,600	0,3 L volumen control 60 W = 0,060 kW -> 240 min = 4 h E consumida = 0,24 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD 0,06214 USD/kWh * 0,24 kWh = 0,01491 USD	$ 0,01247	$ 0,02738	8,175 USD/kg
Fenton + Ozonation	0,710	0,3 L volumen control 60 W = 0,060 kW -> 240 min = 4 h E consumida = 0,24 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD 0,06214 USD/kWh * 0,24 kWh = 0,01491 USD	$ 0,00863	$ 0,02354	6,136 USD/kg
Coagulation + Fenton	0,700	Jar tester mixer - 20 W - t = 31 min E consumida = 0,01033 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD Costo1 = 0,06214 USD/kWh * 0,01033 kWh = 0,00064 USD	$ 0,01502	$ 0,01558	3,147 USD/kg

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con la Tabla 16 y la Tabla (ANEXOS), se calcularon las cantidades de insumos químicos requeridos y aplicados en los casos de estudio para cada una de las tecnologías observadas. Con esta información, y según la Tabla y los detalles de tratamiento para cada tecnología (ver de ANEXOS), se calcularon los costos asociados al tratamiento y a la remoción de DQO.

Se observó que las tecnologías de menor costo de remoción fueron las combinadas coagulación-Fenton y Fenton, en ese orden. Fenton y coagulación-Fenton, presentaron los mejores resultados en términos de remoción de DQO, ofreciendo un mejor prospecto ante el panel de tecnologías, en la condición de remoción frente al costo implicado del tratamiento.

La alternativa Ozono-Fenton, presentó un mayor costo de operación, siendo este de 8,175 USD/kg $DQO_{tratada}$, donde el monto de consumo energético y por insumos químicos fue respectivamente de 5,206 USD/kg $DQO_{tratada}$ y 2,969 USD/kg $DQO_{tratada}$. Para esta tecnología se demuestra la dependencia del uso de energía eléctrica en los costos de remoción. Por este motivo, se destacó la influencia del consumo energético en el costo de la implementación del tratamiento, siendo este la causa principal del elevado costo de remoción de las tecnologías ozonización, Fenton-ozono y ozono-Fenton.

Esto demuestra que altas eficiencias de remoción son requeridas para compensar el costo implicado en los tratamientos con PAOX que requieren de energía eléctrica para su operación, de igual forma, para el tratamiento de lixiviados con baja carga orgánica se recomienda la aplicación de tecnologías que involucren, únicamente, el uso de insumos químicos, de lo contrario, el resultado de costos por remoción se elevaría significativamente. De igual forma, si una alternativa que consume energía eléctrica requiere de recirculación para diluir la contaminación del lixiviado, los costos implicados en la remoción aumentarían debido a la necesidad de impulsión del volumen de recirculación y la energía adicional requerida para su tratamiento.

8.6. Selección de la tecnología

La aplicación del método TOPSIS para AMC requiere de datos cuantitativos los cuales son evaluados mediante criterios también de naturaleza cuantitativos.

Cada uno de los datos utilizados fueron obtenidos de literatura a excepción del valor de costo de tratamiento, el cual fue estimado con base en costos de insumos químicos y energía eléctrica consumida (según cada tecnología); todos los costos consideraron el costo estimado / Kg DQO tratada.

Otro detalle relevante fue el tiempo de reacción o de tratamiento, la cual depende exclusivamente del desempeño y requerimiento de cada tecnología. Para la eliminación de DQO, se ha comprobado que, a mayor tiempo de reacción, mayor es la remoción de materia orgánica, motivo por el cual se hace viable utilizar tiempos de reacción más largos (Balaguer, 2011). Entre las tecnologías evaluadas se observaron tiempos de reacción entre los 60 y 1680 minutos, mostrando rangos de eficiencia entre el 60 y 85%.

De igual forma, criterios como pH, DQO inicial y remoción fueron determinantes en la operación de las tecnologías, de las cuales dependieron la adición de insumos químicos para ajustes de pH y reacciones de oxidación, así como remoción de DQO. Por último, la remoción de materia orgánica recalcitrante fue elemental para el éxito de las pruebas de toxicidad y biodegradabilidad del lixiviado, la cual estuvo directamente relacionada con la capacidad oxidativa de cada tecnología en el medio tratado.

La Figura 19 corresponde al esquema de evaluación de análisis multicriterio obtenidos por medio de la investigación, en el que se presenta el objetivo del multicriterio, los factores y criterios con sus unidades de comparación y las tecnologías a evaluar.

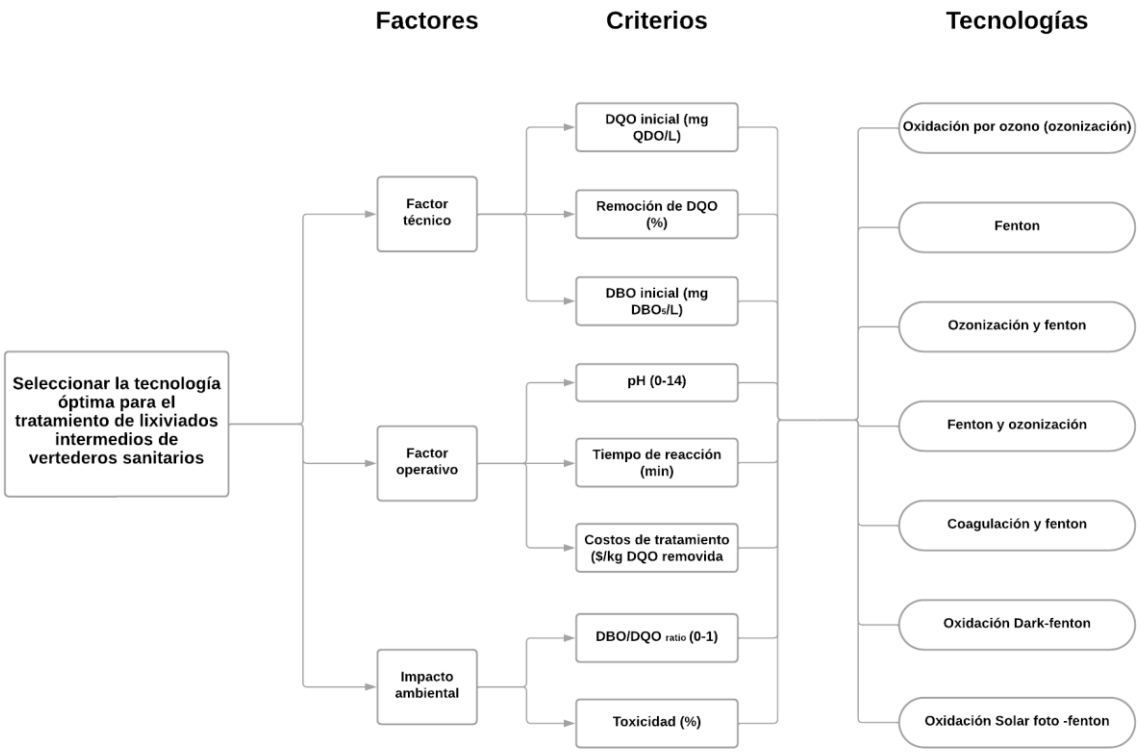


***Figura 19**. Esquema de evaluación de las tecnologías PAOX mediante los factores técnicos, operáticos y de impacto ambiental*

8.6.1. Análisis de Procesos Jerárquicos (AHP)

Una vez definidos los criterios de selección y sus respectivos formatos de unidades, se atribuyó el peso a cada uno de los criterios de evaluación, los criterios presentan diferentes magnitudes de importancia.

La comparación pareada realizada a través de un panel de expertos permitió estimar los pesos de los criterios de evaluación. El panel fue formado por personas especializadas o experimentadas y renombrada en al menos una de las áreas o temáticas tratada en la

investigación o programa (Unión Europea, 2014), se obtuvo un total de 75 expertos a ser consultados

Con el listado de potenciales expertos se procedió a realizar el proceso de comparación pareada mediante una encuesta. La encuesta tuvo en cuenta la escala funcional presente en la Tabla 5 y se obtuvo las matrices de comparación pareada de trece expertos (ANEXOS).

Una vez con las matrices de comparación pareadas se calculó el vector de pesos de criterios por experto. En los ANEXOS se presenta las matrices de comparación normalizadas y sus respectivos vectores de pesos.

Con los vectores de pesos de criterios calculado, se evalúo las consistencias de las matrices de comparación. La consistencia es un indicador de la coherencia de los datos presente en la matriz, una matriz consistente demuestra un juicio racional por parte del tomador de decisiones o experto (Mendoza *et al.*, 2019).La evaluación de la consistencia se realizó a través del cálculo de la razón de consistencia (RC), para esto se calculó el índice de consistencia (IC), seguido se seleccionó el índice de consistencia aleatoria (IA) y finalmente se calculó la razón de consistencia. En la Tabla 6 se presentan las ecuaciones utilizadas para el cálculo y en la Tabla 17 **Tabla 17**se te presenta los valores de consistencia por experto.

Tabla 17. *Consistencia de las matrices pareadas por expertos*

Experto	λ_{max}	IC	IA	RC (%)
1	10,08	0,30	1,41*	21,1%
2	8,63	0,09		6,4%
3	10,59	0,37		26,3%
4	11,50	0,50		35,5%
5	8,70	0,10		7,1%
6	9,27	0,18		12,8%
7	9,37	0,20		13,9%
8	10,72	0,39		27,6%
9	11,30	0,47		33,5%
10	9,87	0,27		18,9%
11	10,84	0,41		28,8%
12	9,93	0,28		19,5%
13	9,41	0,20		14,2%

*Valor tomado de la Tabla 7 para matrices de comparación de 8 criterios.

De acuerdo con Yepes (2018), la consistencia aceptada para una matriz de comparación pareada mayor a 5 criterios está en una RC inferior a 10%. En la Tabla 17 se muestra que las matrices de comparación presentaron RC desde 6,4 % hasta 35,5%, para lo cual, de los 13 expertos, los expertos 2 y 5 tuvieron valores aceptables de 6,4% y 7,1% respectivamente.

No obstante, el proceso de valoración entre pares suele presentar errores de transitividad que resulta en la asignación errónea de valores de importancia cargados de imprecisiones, incertidumbres o falta de completitud de los datos (Ozdemir y Saaty, 2006), resultando en inconsistencias complejas de detectar y corregir al paso que aumente el orden de la matriz (Coyle, 2004; Favret, Rodríguez y Labat, 2015). En consecuencia, la elaboración de las matrices de comparación se desfavorece a medida que el experto o tomador de decisiones evalúa más información. Dado que el estudio presentó una matriz de 8 criterios de evaluación, al momento de realizar la valoración de las matrices de comparación, la probabilidad de presentar inconsistencia aumenta significativamente.

Acorde con Misran, Roslin y Mohd Nur (2020), el empleo de valores de consistencias individuales inferiores a 10% resulta poco práctico, puesto que demanda procesos de interacción, que ocasiona en algunos expertos irritación o renunciar a la participación. Por su parte, otros autores mencionan que el umbral de la RC < 0,1 puede flexibilizarse y que un umbral más alto sería válido, lo cual no tendría ningún efecto sobre la utilidad de la herramienta multicriterio (Ishizaka y Siraj, 2018). Por último, acorde a Ho, Newell y Walker (2005); Hamidah et al., (2022), el uso de un rango de RC<20% se considera adecuado y práctico para permitir a los encuestados expresar sus ideas sin preocuparse de que su juico se rechazado.

Dado la información de los expertos sobre la complejidad de las matrices de alto orden y la flexibilidad del parámetro de consistencia RC, se tomaron en cuenta las matrices de comparación con una consistencia inferiores a RC<20%. Por consiguiente, se tuvieron con consideración los juicios elaborados por los expertos 2, 5, 6, 7, 10, 12 y 13.

Con la evaluación de consistencia se seleccionó 7 expertos. De acuerdo con Escobar y Cuervo (2008), la cantidad de expertos está relacionado con el nivel de experiencia y la diversidad de conocimientos. Conforme a los autores, la cantidad de expertos varia. Según Rodríguez (1999); Rodríguez, Camacho y Sebastián (2017), el rango idóneo para un panel experto mínimo debe estar entre 7 y 30 participantes. Por otro lado, otros autores mencionan que el número de expertos se encuentre entre 6 a 12 participantes (Melón *et al.*, 2004). Para el caso de Dalkey, Brown y Cochran (1970), recomienda que 7 expertos es suficiente.

Una vez verificado el número mínimo de expertos, con las matrices de comparación pareada con consistencia aceptable se calculó las matrices de comparación ponderada mediante el método de agregación de juicios individuales como se presenta en la Figura 11.En la Tabla 18 se muestran los valores obtenidos en la matriz ponderada.

Tabla 18.*Matriz de comparación de pareada ponderada*

	DQO	Remoción	DBO	pH	Tiempo de reacción	DBO/DQO índice	Toxicidad	Costo de tratamiento
DQO	1,00	1,09	1,26	1,42	1,17	1,47	0,79	0,60
Remoción	0,92	1,00	1,13	2,63	1,08	1,85	1,17	0,85
DBO	0,79	0,89	1,00	2,86	0,81	0,63	0,85	0,58
pH	0,70	0,38	0,35	1,00	0,33	0,35	0,41	0,31
Tiempo de reacción	0,85	0,93	1,23	3,00	1,00	1,00	1,00	0,48
DBO/DQO índice	0,68	0,54	1,58	2,86	1,00	1,00	0,73	0,46
Toxicidad	1,26	0,85	1,17	2,45	1,00	1,37	1,00	0,60
Costo de tratamiento	1,66	1,17	1,72	3,23	2,09	2,19	1,66	1,00
Sumatoria	7,9	6,8	9,4	19,5	8,5	9,9	7,6	4,9

Una vez calculada la matriz de comparación pareada se realizó el proceso de normalización. Luego de normalizar la matriz, se determinó el vector de pesos de los criterios de acuerdo los cálculos explicados en la sección 6.1.4.1. La Tabla 19 presenta la matriz normalizada y el vector de pesos obtenidos.

Tabla 19. *Matriz de comparación de pares ponderada normalizada*

	DQO	Remoción	DBO	pH	Tiempo de reacción	DQO/DBO índice	Toxicidad	Costo de tratamiento	Pesos (%)
DQO	0,13	0,16	0,13	0,07	0,14	0,15	0,10	0,12	12,58%
Remoción	0,12	0,15	0,12	0,14	0,13	0,19	0,15	0,18	14,51%
DBO	0,10	0,13	0,11	0,15	0,10	0,06	0,11	0,12	10,93%
pH	0,09	0,06	0,04	0,05	0,04	0,04	0,05	0,06	5,31%
Tiempo de reacción	0,11	0,14	0,13	0,15	0,12	0,10	0,13	0,10	12,21%
DBO/DQO índice	0,09	0,08	0,17	0,15	0,12	0,10	0,10	0,09	11,11%
Toxicidad	0,16	0,12	0,12	0,13	0,12	0,14	0,13	0,12	13,07%
Costo de tratamiento	0,21	0,17	0,18	0,17	0,25	0,22	0,22	0,20	20,27%

La Figura 20 presenta los pesos de los criterios de selección en valor porcentual conforme a la evaluación de los expertos.

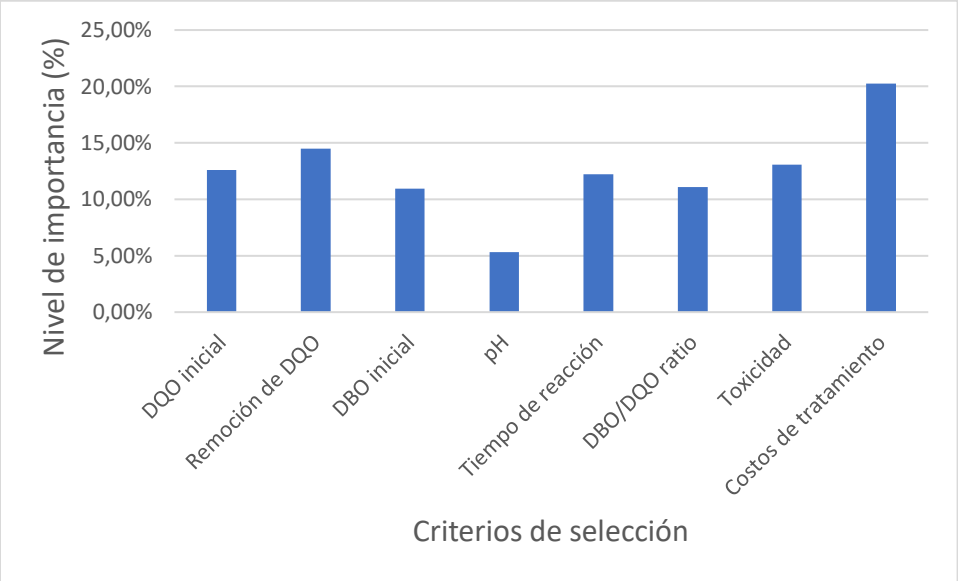


Figura 20. *Distribución de pesos de los criterios de evaluación*

Acorde con la Figura 20, el criterio de costos de tratamiento fue el criterio más importante con un valor porcentual superior al 20%. De forma similar, el análisis multicriterio realizado por Almansa, Machuca y Manyoma (2020) en tratamiento de contaminantes emergentes mediante PAOX, destacó la importancia de los criterios de "consumo eléctrico" y "costos de operación y mantenimiento" en las tecnologías donde representaron el 66% del vector de pesos en una matriz de 4 criterios. Por consiguiente, el análisis de los costos de operativos y consumo energético es prioritario en la selección de PAOX. Esto muestra la importancia de implementar tecnologías PAOX de bajos costos en los procesos de tratamiento de lixiviados, lo cual convierte a los costos de tratamiento en un criterio limitante.

Los demás criterios ambientales, técnicos y operativos presentaron rango de importancia similares de 10 a 15%. La similitud en los valores de importancia sugiere que para la selección de la tecnología PAOX, la tecnología que mejor integre los factores de evaluación se considera la mejor opción frente a tecnologías especialistas en un factor. Por otro lado, el criterio pH presentó un valor de importancia de 5,31%, esto se pude deber a la facilidad que existe para variar el criterio en los procesos operativos, por lo que no se consideró del nivel de importancia de los demás criterios. Para el caso Arias (2021) se observa vectores de pesos de criterios entre 3% a 26% para una matriz de 10 criterios. Por otro lado, Bravo and Martínez (2020) utilizó vectores entre 1 a 16% para una matriz de 11 criterios. Dado que los vectores de los criterios en la investigación estuvieron entre 5 a 25 % se evidencia la proximidad.

Una vez determino el vector de pesos, se evaluó la consistencia de la matriz de comparación pareada ponderada. La consistencia se calculó mediante el mismo procedimiento ejecutado

para las matrices individuales de los expertos. Primero se calculó el índice de consistencia (IC), seguido de seleccionar el índice de consistencia aleatoria y al final, se calculó la razón de consistencia. En la Tabla 20 se presenta los valores de consistencias para la matriz ponderada.

Tabla 20. *Consistencia de la matriz ponderada*

λ_{max}	8,16
IC	0,02
IR	1,41
RC	1,6%

Como se muestra en la Tabla 20, la razón de consistencia obtenida para la matriz ponderada fue inferior al 10% como sugiere el método AHP. El valor de 1,6% en la RC demuestra que el juicio global efectuado por los expertos presenta coherencia y por lo tanto los pesos de criterios calculados son válidos para la selección de tecnología.

8.6.2. Selección de tecnología mediante metodología TOPSIS

Para la selección de la tecnología mediante la metodología TOPSIS se requirió esencialmente del cumplimiento de dos pasos:

- Vector de pesos de los criterios determinados mediante el método AHP.
- Matriz de valores obtenidos para los criterios seleccionados según los casos de estudio, conocida también como matriz de decisión.

Para la construcción de la matriz de decisión se recurrió a 7 alternativas tecnológicas, cada una presentada y descrita en 2 artículos científicos (casos de estudio las cuales se evaluaron en la sección 35). La preferencia sobre estas se basó en la disponibilidad de los datos cuantitativos sobre cada uno de los criterios de selección, por este motivo, de acuerdo con los criterios determinados, de un total de 14 preliminares se excluyeron 7 alternativas.

A partir de la definición de la importancia de cada criterio evaluador, se procedió con la aplicación del método TOPSIS para la elaboración del ranking de las alternativas tecnológicas. Se consideró a cada una de las alternativas como tecnologías independientes y relevantes para el estudio por sus resultados y metodologías diferenciables. En cuanto al criterio del índice DBO/DQO, la idea fue observar la capacidad de la tecnología para mejorar la biodegradabilidad del lixiviado, por este motivo, fue presentado como una diferencia entre el medido inicialmente en el lixiviado y el obtenido como resultado final del tratamiento. De igual forma, el criterio pH se estableció como la diferencia entre el pH ideal para el tratamiento en particular y el pH neutro (pH=7), lo demás se encuentra organizado también en la Tabla 21.

Tabla 21. *Matriz de decisión para la selección de tecnología mediante metodología TOPSIS. Las columnas representan los criterios y las filas las alternativas tecnológicas. La primera fila es el peso de cada criterio*

Tecnologías	DQO inicial (mg O2/L)	Remoción DQO	DBO (mg O2/L)	Δ pH	Tiempo tratamiento (min)	Δ índice DBO/DQO	Toxicidad	Costo tratamiento (USD/kg)
Pesos (W)	0,126	0,145	0,109	0,053	0,122	0,111	0,131	0,203
Ozonización	14000	0,410	6400	4	240	0,06	0,056	8,002
Fenton	14000	0,710	6400	2,5	1440	0,06	0,045	3,203
Ozonización + Fenton	14000	0,600	6400	2,5	1680	0,06	0,05	8,175
Fenton + Ozonización	14000	0,760	6400	2,5	1680	0,16	0,053	6,136
Coagulación + Fenton	14000	0,700	6400	2,5	1531	0,21	0,059	3,147

Para la estandarización de la matriz de decisión, se normalizaron los valores, lo cual permitió construir la matriz de decisión normalizada (ver Tabla 22).

Tabla 22*. Matriz de decisión normalizada. El procedimiento ejecutado para la normalización se muestra en la ecuación 1 y la Figura 12*

Tecnologías	DQO inicial	Remoción DQO	DBO	Δ pH	Tiempo tratamiento	Δ índice DBO/DQO	Toxicidad	Costo tratamiento
Pesos (W)	0,126	0,145	0,109	0,053	0,122	0,111	0,131	0,203
Ozonización	0,447	0,283	0,447	0,625	0,075	0,211	0,474	0,583
Fenton	0,447	0,490	0,447	0,390	0,453	0,211	0,381	0,233
Ozonización + Fenton	0,447	0,414	0,447	0,390	0,528	0,211	0,423	0,595
Fenton + Ozonización	0,447	0,524	0,447	0,390	0,528	0,564	0,449	0,447
Coagulación + Fenton	0,447	0,483	0,447	0,390	0,481	0,740	0,500	0,229

A continuación, se elaboró la matriz normalizada ponderada multiplicando cada elemento de las columnas de la matriz normalizada por el peso del criterio correspondiente. En la Tabla 23 se resumió el resultado de cálculo de la matriz de decisión.

Tabla 23. *Matriz de decisión normalizada ponderada*

Tecnologías	DQO inicial	Remoción DQO	DBO	Δ pH	Tiempo tratamiento	Δ índice DBO/DQO	Toxicidad	Costo tratamiento
Pesos (W)	0,126	0,145	0,109	0,053	0,122	0,111	0,131	0,203
Ozonización	0,056	0,041	0,049	0,033	0,009	0,023	0,062	0,118
Fenton	0,056	0,071	0,049	0,021	0,055	0,023	0,050	0,047
Ozonización + Fenton	0,056	0,060	0,049	0,021	0,065	0,023	0,055	0,121
Fenton + Ozonización	0,056	0,076	0,049	0,021	0,065	0,063	0,059	0,091
Coagulación + Fenton	0,056	0,070	0,049	0,021	0,059	0,082	0,065	0,046

Para determinar la solución ideal positiva (A+) y la solución ideal negativa (A-), se establecieron cuáles criterios se minimizan o maximizan, según el ideal y su opuesto. En el caso de los criterios de DQO, DBO, remoción DQO, Δ DBO/DQO y toxicidad se busca maximizar con el objeto de la solución ideal positiva, mientras que los criterios de pH, tiempo de reacción y costo de tratamiento se deben minimizar. En la Tabla 24 se presentan los ideales positivos y negativos para cada uno de los criterios.

Tabla 24. *Ideales positivos y negativos*

	DQO inicial	Remoción DQO	DBO	Δ pH	Tiempo tratamiento	Δ índice DBO/DQO	Toxicidad	Costo tratamiento
A+	0,056	0,076	0,049	0,021	0,009	0,082	0,065	0,046
A-	0,056	0,041	0,049	0,033	0,065	0,023	0,050	0,121

De acuerdo con la esencia del método TOPSIS, se consideró que, a medida que una alternativa se acerque mejor a la solución ideal positiva, y su vez se aleje de la negativa, esta se posicionará mejor en el ranking de selección. Para este propósito se debe calcular en primer lugar las medidas de distancia a la solución ideal y a la no ideal y, luego, calcular las distancias relativas que determinarán el posicionamiento de las alternativas. Cabe destacar, que el ideal positivo y negativo para los criterios DQO y DBO iniciales no se diferencian, esto implicó que su efecto en la selección fuera nula. La Tabla 25 y la

Tabla **26** resumen el cálculo de las medidas de distancias para cada alternativa

***Tabla 25**. Medida de distancia a la solución ideal positiva para cada alternativa*

Tecnologías	DQO inicial	Remoción DQO	DBO	Δ pH	Tiempo tratamiento	Δ índice DBO/DQO	Toxicidad	Costo tratamiento	S_K^+
Ozonización	0,000	0,001	0,000	0,000155	0,0000	0,003	0,000	0,005	0,000
Fenton	0,000	0,000	0,000	0,000000	0,002	0,003	0,000	0,000	0,000
Ozonización + Fenton	0,000	0,000	0,000	0,000000	0,003	0,003	0,000	0,006	0,000
Fenton + Ozonización	0,000	0,000	0,000	0,000000	0,003	0,000	0,000	0,002	0,000
Coagulación + Fenton	0,000	0,000	0,000	0,000000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000

***Tabla 26.** Medida de distancia a la solución ideal negativa para cada alternativa*

Tecnologías	DQO inicial	Remoción DQO	DBO	Δ pH	Tiempo tratamiento	Δ índice DBO/DQO	Toxicidad	Costo tratamiento	S_K^-
Ozonización	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000
Fenton	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000
Ozonización + Fenton	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Fenton + Ozonización	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,001	0,000
Coagulación + Fenton	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,003	0,000	0,006	0,000

Para determinar el ranking de selección se requiere una diferenciación por distancia euclidiana de cada alternativa a la solución ideal positiva (d+) y a la solución ideal negativa (d-). La distancia más corta a la solución ideal positiva y más alejada de la no ideal representó la mejor alternativa de remediación, la cual se obtuvo calculando la proximidad relativa al ideal positivo para cada alternativa a partir de las medidas de distancia. En la Tabla 27 se presentó el resultado del cálculo de las distancias relativas.

***Tabla 27.** Medida de distancia a la solución ideal negativa para cada alternativa*

	d+	d-
Ozonización	0,100	0,057
Fenton	0,076	0,081
Ozonización + Fenton	0,111	0,023
Fenton + Ozonización	0,074	0,062
Coagulación + Fenton	0,050	0,101

Finalmente, las alternativas se enumeraron en orden de prioridad descendente según su proximidad relativa al ideal positivo para obtener el ranking de alternativas. En la Tabla 28 se presentó el ranking de las alternativas, donde la alternativa de remediación mediante Coagulación-Fenton fue la de mejor desempeño para esta investigación.

Tabla 28. *Ranking de alternativas*

	R_i	Ranking
Coagulation + Fenton	0,669	1
Fenton	0,514	2
Fenton + Ozonation	0,459	3
Ozonization	0,362	4
Ozonation + Fenton	0,174	5

.

La alternativa de mayor potencial de aplicación según el AMC es la oxidación por Coagulación-Fenton. Las razones por las cuales AMC lo identificó como la mejor opción fue presentar el menor costo de tratamiento de la tecnología, remoción de DQO del 70% y la mayor relación DBO/DQO respecto a las demás tecnologías. Debido a las características de mayor relación DBO/DQO esta tecnología tiene el potencial de ser acoplada a un sistema biológico como pretratamiento.

Se identificó que el TRH es el factor diferenciador entre las dos tecnologías en el análisis AMC. Para la tecnología Coagulación-Fenton se estimó en 1531 min/m^3, mientras que el estimado para ozonización fue de 240 min/m^3. Esta diferencia implica incrementos en costos en la construcción de infraestructura, y requerimientos de espacio; en este sentido, la tecnología Coagulación-Fenton presentó una desventaja.

De acuerdo con Wang et al (2020), la biodegradabilidad del lixiviado mejoró a medida que los compuestos orgánicos recalcitrantes (compuestos de gran peso molecular) son degradados mediante oxidación, este debe alcanzar un índice DBO/DQO superior o igual a 0,4. De las tecnologías de mayor relación DBO/DQO fueron Coagulación-Fenton y Fenton-Ozono, por lo tanto, se consideran convenientes para pretratamiento de lixiviados. Por otra parte, las alternativas ozonización, Fenton y Ozono-Fenton no presentaron mejorías considerables en el índice de biodegradabilidad.

Otras opciones de tratamiento fueron descartadas debido a los altos costos de remoción de DQO, poca mejoría en la toxicidad y biodegradabilidad y tiempos de tratamiento muy largos para los resultados presentados (como son las tecnologías tipo Fenton y ozonización, y su

combinación). De forma particular, la tecnología de Ozonización fue descartada por su inviabilidad económica en la remoción de DQO, a pesar de aplicar el menor TRH.

En contraste, Almansa, Machuca y Manyoma (2020) determinaron que tecnologías PAOX, como H_2O_2/UV, es el más conveniente en el tratamiento de contaminantes emergentes presentes en agua residual doméstica o residual, mediante el método AHP-TOPSIS. Este resultado se definió frente a cuatro criterios de evaluación (complejidad, nivel de madurez, costos de energía y costo de operación), en el que la tecnología seleccionada presentó las mejores condiciones en todos los criterios, a excepción del costo energético; en contraparte, la tecnología Fenton resultó descartada por motivos de costos energéticos y complejidad. Hasta el momento de la revisión no se encontró evidencia de la aplicación a escala real de las tecnologías.

9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con base en los resultados presentados en las investigaciones, es posible esperar altas tasas de remoción de DQO para la aplicación de PAOX como tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

Los PAOX pueden lograr altas eficiencias de remoción en el tratamiento de lixiviados; sin embargo, esta tecnología puede ser aplicada como pretratamiento en un sistema biológico, ya que puede incrementar la relación DBO/DQO en este tipo de lixiviados que inicialmente se encuentran estabilizados.

El método AHP-TOPSIS permitió identificar que la tecnología PAOX con mayor valoración para la remediación de lixiviados fue la tecnología Coagulación-Fenton. Esta tecnología presenta las mayores valoraciones en los criterios de evaluación técnicos, ambientales y operativos, superando a tecnologías como Fenton y Fenton-Ozono que presentaron mejores valores de remoción de DQO (Coagulación-Fenton 70%, Fenton 71%, Fenton-Ozono 76%), pero presentó valoraciones inferiores en criterios como el costo de tratamiento (Coagulación-Fenton, 3,147 USD/kg $DQO_{tratada}$; Fenton 3,203 USD/kg $DQO_{tratada}$, Fenton-Ozono 6,136 USD/kg $DQO_{tratada}$) o la mejora de la biodegradabilidad (diferencia relación DBO/DQO: Coagulación-Fenton 0,21; Fenton 0,06; Fenton-Ozono 0,16).

Se estableció que las alternativas Coagulación-Fenton y Fenton-ozono, son eficaces para la remoción de DQO, así como de compuestos recalcitrantes. De igual forma, la combinación de tecnologías puede favorecer algunas características de remediación (especialmente la remoción de DQO), aunque su aplicación en general incurre en mayores costos de tratamiento por kg de DQO tratada.

La identificación de tres grupos de criterios (operativos, ambientales y económicos) permitieron determinar la viabilidad del tratamiento de lixiviados mediante opciones tecnológicas, según los casos de estudio; esto, principalmente por la observación de la remoción de DQO, biodegradabilidad, toxicidad y costo de remoción, como parámetros determinantes en la selección de tecnologías.

El factor económico fue normalizado para permitir la comparación de las tecnologías, ya que se llevó costos de energía e insumos químicos, así como la remoción, a USD / kg DQO.

La metodología de análisis multicriterio implementada (AHP-TOPSIS) es aplicable a la selección de tecnología de remediación de lixiviados, los criterios de selección con mayor peso fueron la de biodegradabilidad, toxicidad y costos de tratamiento. Estos criterios implican la reducción de impactos ambientales en condiciones económicas factibles.

El AMC es un procedimiento de fácil aplicación la evaluación de las alternativas; además, ofrece la oportunidad de discusión y análisis de casos de estudio que pueden ser valorados. Tiene aplicabilidad en la selección de tecnologías de remediación para aguas residuales, lixiviados (rellenos sanitarios y otros) o afines. Así mismo, en un concepto empresarial y académico, es recomendable la aplicación de la metodología AMC por su facilidad de

procedimiento, la cual puede apoyarse en información experimental para casos de estudio particulares de remediación.

Para futuras investigaciones sobre aplicación de PAOX en remediación de aguas, se recomienda establecer lineamientos de investigación que facilite a los investigadores el análisis y la comparación, así como la consecución de datos cuantitativos para la aplicación de metodologías AMC.

El estudio de Big Data sobre remediación de lixiviados de rellenos sanitarios mediante PAOX se verá muy beneficiado al percibir estudios más generalizados en concepto de caracterización e indicadores de toxicidad, biodegradabilidad y costos de aplicación. Así mismo, la construcción de una idea generalizada de adquisición de datos potenciará la confianza en el desarrollo de las tecnologías PAOX en su aplicabilidad en pruebas piloto y escala real.

Finalmente, se recomienda la creación de una base de datos en la que se compile la información de caracterización de lixiviados, según su locación, municipio y país, para apoyar el proceso de estudio y su respectivo tratamiento.

Con el fin de garantizar la aplicabilidad de la metodología de selección de tecnologías para estudios de caso, se debe realizar la evaluación de los procesos PAOX considere todos los parámetros identificados y aplicado en una misma matriz de Lixiviado.

Los procesos que impliquen la formación de lodos deben considerar la valoración de los costos de manejo y disposición.

10.REFERENCIAS

Abbas, M. *et al.* (2018) 'Vibrio fischeri bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review', *Science of the Total Environment*, 626, pp. 1295–1309. Available at: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.066.

Ágoston, K.C. and Csató, L. (2022) 'Inconsistency thresholds for incomplete pairwise comparison matrices', *Omega*, 108, p. 102576. Available at: https://doi.org/10.1016/j.omega.2021.102576.

Allaki, F., Christensen, J. and Vallières, A. (2019) 'A modified TOPSIS (Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution) applied to choosing appropriate selection methods in ongoing surveillance for Avian Influenza in Canada', *Preventive Veterinary Medicine*, 165, pp. 36–43. Available at: https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2019.02.006.

Almansa, M., Machuca, F. and Manyoma, P.C. (2020) 'Multi-criteria analysis for the selection of advanced oxidation technologies in the treatment of emerging pollutants', *Respuestas*, 25(2), pp. 16–25. Available at: https://doi.org/10.22463/0122820X.2347.

Amaral-Silva, N. *et al.* (2016) 'Ozonation and perozonation on the biodegradability improvement of a landfill leachate', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), pp. 527–533. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.002.

Amokrane, A., Comel, C. and Veron, J. (1997) 'Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation', *Water Research*, 31(11), pp. 2775–2782. Available at: https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00147-4.

Arias, juan (2021) *Análisis multicriterio para la selección de trenes de tratamiento de aguas residuales con fines de reúso del agua*. Universidad de los Andes.

Balaguer, E. (2011) 'Estudio de la influencia del tiempo de retención hidráulico en un reactor biológico secuencial (SBR) de depuración de aguas residuales procedentes de una tenería y optimización de la fase de sedimentación', pp. 26–42. Available at: https://m.riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/15367/TRABAJO_MÁSTER_FINAL_Esther_Balaguer.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

Bashir, M.J.K. *et al.* (2009) 'Landfill leachate treatment by electrochemical oxidation', *Waste Management*, 29(9), pp. 2534–2541. Available at: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.05.004.

Bautista, J. *et al.* (2016) 'Proceso Fenton para lixiviados pretratados biológicamente', *Lacandonia*, 10(2).

Becerra, D. *et al.* (2020) 'Alternative for the Treatment of Leachates Generated in a Landfill of Norte de Santander–Colombia, by Means of the Coupling of a Photocatalytic and Biological Aerobic Process', *Topics in Catalysis*, 63(11–14), pp. 1336–1349. Available at: https://doi.org/10.1007/s11244-020-01284-1.

Benítez, J. *et al.* (2012) 'Improving consistency in AHP decision-making processes', *Applied Mathematics and Computation*, 219(5), pp. 2432–2441. Available at: https://doi.org/10.1016/j.amc.2012.08.079.

Bernal, S. and Niño, D. (2018) *Modelo multicriterio aplicado a la toma de decisiones representables en diagramas de ishikawa*. Universidad Distrital Francisco José de Caldas .

Bravo, D. and Martínez, V. (2020) *Análisis multicriterio para el diseño de la planta de tratamiento de agua potable para la Vereda el Choco corregimiento de Santa Inés, Municipio de Yumbo, Valle del Cauca*. Universidad Nacional, Abierta y a Distancia.

Cardona, C., Machuca, F. and Marriaga, N. (2011) 'Tratamiento de aguas residuales mediante electrodisolución, floculación, y oxidación'. Colombia .

de Carluccio, M., Fiorentino, A. and Rizzo, L. (2020) 'Multi-barrier treatment of mature landfill leachate: effect of Fenton oxidation and air stripping on activated sludge process and cost analysis', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), p. 104444. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104444.

Castañeda, juan (2018) *Diagnóstico de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario Colomba El Guabal*. Tesis de maestría. Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito.

Chakraborty, S. (2022) 'TOPSIS and Modified TOPSIS: A comparative analysis', *Decision Analytics Journal*, 2(December 2021), p. 100021. Available at: https://doi.org/10.1016/j.dajour.2021.100021.

Chen, P.H. (1996) 'Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment', *Environment International*, 22(2), pp. 225–237. Available at: https://doi.org/10.1016/0160-4120(96)00008-6.

Christensen, T.H. *et al.* (1994) 'Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(2), pp. 119–202. Available at: https://doi.org/10.1080/10643389409388463.

Coyle, G. (2004) *Analytic Hierarchy Process (AHP)*.

Dalkey, N., Brown, B. and Cochran, S. (1970) 'Use of self-ratings to improve group estimates', *Technological Forecasting*, 1(3), pp. 283–291. Available at: https://doi.org/10.1016/0099-3964(70)90029-3.

Dantas, E.R.B. *et al.* (2020) 'Fenton treatment of sanitary landfill leachate: optimization of operational parameters, characterization of sludge and toxicology', *Environmental Technology*, 41(20), pp. 2637–2647. Available at: https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1576773.

Dereli, R.K., Clifford, E. and Casey, E. (2021) 'Co-treatment of leachate in municipal wastewater treatment plants: Critical issues and emerging technologies', *Critical Reviews in*

Environmental Science and Technology, 51(11), pp. 1079–1128. Available at: https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1745014.

Desai, N.N., S. Soraganvi, V. and Madabhavi, V.K. (2020) 'Solar Photocatalytic Degradation of Organic Contaminants in Landfill Leachate using TiO2 Nanoparticles by RSM and ANN', *Nature Environment and Pollution Technology*, 19(02), pp. 651–662. Available at: https://doi.org/10.46488/NEPT.2020.v19i02.019.

Dong, Q. and Saaty, T.L. (2014) 'An analytic hierarchy process model of group consensus', *Journal of Systems Science and Systems Engineering*, 23(3), pp. 362–374. Available at: https://doi.org/10.1007/s11518-014-5247-8.

Dyasi, P. and Naicker, V. (2023) 'Application of the Analytic Hierarchy Process in selecting long-term storage option for spent nuclear fuel in South Africa', *Annals of Nuclear Energy*, 187, p. 109784. Available at: https://doi.org/10.1016/j.anucene.2023.109784.

Ehrig, H.-J. and Stegmann, R. (2018) 'Leachate Quality', in *Solid Waste Landfilling*. Elsevier, pp. 511–539. Available at: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407721-8.00026-7.

Escobar, J. and Cuervo, Á. (2008) 'VALIDEZ DE CONTENIDO Y JUICIO DE EXPERTOS: UNA APROXIMACIÓN A SU UTILIZACIÓN', *Avances en Medición*, 6, pp. 27–36.

Favret, F.E., Rodríguez, F.M. and Labat, M.D. (2015) 'Regresión con SVM para reducir la inconsistencia de la matriz AHP', in *16° Simposio Argentino de Inteligencia Artificial*.

Ferreira, A.G. (2010) *Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos - SP por meio da caracterização físico-química*. Universidade de São Paulo. Available at: https://doi.org/10.11606/D.18.2010.tde-14072010-105334.

Fu, L. *et al.* (2019) 'Ozonation reactivity characteristics of dissolved organic matter in secondary petrochemical wastewater by single ozone, ozone/H2O2, and ozone/catalyst', *Chemosphere*, 233, pp. 34–43. Available at: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.207.

Gao, J. *et al.* (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), pp. 93–122. Available at: https://doi.org/10.1007/s11157-014-9349-z.

Gautam, P., Kumar, S. and Lokhandwala, S. (2019) 'Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review', *Journal of Cleaner Production*, 237, p. 117639. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117639.

Goi, A., Veressinina, Y. and Trapido, M. (2009) 'Combination of Ozonation and the Fenton Processes for Landfill Leachate Treatment: Evaluation of Treatment Efficiency', *Ozone: Science & Engineering*, 31(1), pp. 28–36. Available at: https://doi.org/10.1080/01919510802582011.

Grajales, A., Serrano, E. and Hahn, C. (2013) 'Los métodos y procesos multicriterio para la evalucación', *Luna Azul*, 36, pp. 285–306. Available at: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=321728584014.

Guarín, O. and Gómez, S. (2013) 'Caracterización e implementación de un método fisicoquímico para el tratamiento del lixiviado proveniente del relleno sanitario el carrasco', *Innovaciencia Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 1(1), p. 23. Available at: https://doi.org/10.15649/2346075X.212.

Hamidah, M. *et al.* (2022) 'Development of a protocol for Malaysian Important Plant Areas criterion weights using Multi-criteria Decision Making - Analytical Hierarchy Process (MCDM-AHP)', *Global Ecology and Conservation*, 34, p. e02033. Available at: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02033.

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

Ho, D., Newell, G. and Walker, A. (2005) 'The importance of property-specific attributes in assessing CBD office building quality', *Journal of Property Investment & Finance*, 23(5), pp. 424–444. Available at: https://doi.org/10.1108/14635780510616025.

Huang, L. *et al.* (2021) 'Experimental study on advanced treatment of landfill leachate by ultraviolet catalytic persulfate', *Environmental Technology & Innovation*, 23, p. 101794. Available at: https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101794.

Ishizaka, A. and Siraj, S. (2018) 'Are multi-criteria decision-making tools useful? An experimental comparative study of three methods', *European Journal of Operational Research*, 264(2), pp. 462–471. Available at: https://doi.org/10.1016/j.ejor.2017.05.041.

J., U. *et al.* (2020) 'A feasibility study on optimization of combined advanced oxidation processes for municipal solid waste leachate treatment', *Process Safety and Environmental Protection*, 143, pp. 212–221. Available at: https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.06.040.

Kanakaraju, D., Glass, B.D. and Oelgemöller, M. (2018) 'Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review', *Journal of Environmental Management*, 219, pp. 189–207. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.103.

Kang, K.-H., Shin, H.S. and Park, H. (2002) 'Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications', *Water Research*, 36(16), pp. 4023–4032. Available at: https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00114-8.

Kargi, F. and Pamukoglu, P. activated carbon added biological treatment of pre-treated landfill leachate in a fed-batch reactorM. Y. (2003) 'Powdered activated carbon added biological treatment of pre-treated landfill leachate in a fed-batch reactor', *Biotechnology Letters*, 25(9), pp. 695–699. Available at: https://doi.org/10.1023/A:1023456116291.

Kjeldsen, P. *et al.* (2002) 'Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), pp. 297–336. Available at: https://doi.org/10.1080/10643380290813462.

Kow, S. *et al.* (2016) 'Advanced Oxidation Processes: Process Mechanisms, Affecting Parameters and Landfill Leachate Treatment', *Water Environment Research*, 88(11), pp. 2047–2058. Available at: https://doi.org/10.2175/106143016X14733681695285.

Kumari, P. and Kumar, A. (2023) 'ADVANCED OXIDATION PROCESS: A remediation technique for organic and non-biodegradable pollutant', *Results in Surfaces and Interfaces*, 11(March), p. 100122. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rsurfi.2023.100122.

Lebron, Y.A.R. *et al.* (2021) 'A survey on experiences in leachate treatment: Common practices, differences worldwide and future perspectives', *Journal of Environmental Management*, 288, p. 112475. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112475.

Li, S. *et al.* (2022) 'Advanced oxidation process based on hydroxyl and sulfate radicals to degrade refractory organic pollutants in landfill leachate', *Chemosphere*, 297(February), p. 134214. Available at: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134214.

Lima, R.N. de S. *et al.* (2016) 'Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica', *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 21(1), pp. 139–150. Available at: https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100127676.

Lindamulla, L. *et al.* (2022) 'Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries', *Current Pollution Reports*, 8(3), pp. 273–287. Available at: https://doi.org/10.1007/s40726-022-00222-x.

Liu, K.F.R. *et al.* (2011) 'Hierarchical analytic network process and its application in environmental impact evaluation', *Civil Engineering and Environmental Systems*, 28(1), pp. 1–18. Available at: https://doi.org/10.1080/10286600903215078.

López, S.C., Chung, P. and Ramírez, M. del P. (2021) 'Proceso Analítico Jerárquico (AHP) como método multicriterio para la localización óptima de estaciones intermodales', *Economía Sociedad y Territorio*, 21(66), pp. 315–358. Available at: https://doi.org/10.22136/est20211583.

Magnot, J.-P., Mazurek, J. and Čerňanová, V. (2023) 'A gradient method for inconsistency reduction of pairwise comparisons matrices', *International Journal of Approximate Reasoning*, 152, pp. 46–58. Available at: https://doi.org/10.1016/j.ijar.2022.10.005.

Malovanyy, M. *et al.* (2022) 'Efficiency of two-stage aerobic-reagent technology for the pre-treatment of different age leachates of municipal solid waste landfills', *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6, p. 100255. Available at: https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100255.

Manyoma, P.C., Vidal, C.J. and Torres, P. (2020) 'Methodology for locating regional landfills using multi-criteria decision analysis techniques', *Cogent Engineering*, 7(1), p. 1776451. Available at: https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1776451.

Martínez, A. (2018) *Análisis y comparación del manejo ambiental de lixiviados como propuesta para el mejoramiento de sus procesos. Caso de estudio relleno sanitario doña juana (RSDJ) de la ciudad de Bogotá y el relleno sanitario la miel de la ciudad de Ibagué*. Universidad militar Nueva Granada. Available at: http://hdl.handle.net/10654/21135 (Accessed: 14 June 2023).

Melón, M.G. *et al.* (2004) *EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE INNOVACIÓN DOCENTE BASADA EN TÉCNICAS DE DECISIÓN MULTICRITERIO CON LA PARTICIPACIÓN DE EXPERTOS: ESTUDIO COMPARATIVO DEL CASO PRESENCIAL VS. A DISTANCIA*. Available at: http://www.aeipro.com/files/congresos/2003pamplona/ciip03_0123_0134.2132.pdf (Accessed: 3 August 2023).

Mendoza, A. *et al.* (2019) 'Aplicación del proceso de jerarquía analítica (AHP) para la toma de decisión con juicios de expertos', *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 27(3), pp. 348–360. Available at: https://doi.org/10.4067/S0718-33052019000300348.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2013) *POLÍTICA NACIONAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL AMBIENTAL DEL SUELO (GIAS)*. Available at: http://www.andi.com.co/Uploads/Política GIAS.pdf.

Mishra, S. *et al.* (2019) 'Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India.', *Groundwater for Sustainable Development*, 9, p. 100230. Available at: https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100230.

Misran, M.F.R., Roslin, E.N. and Mohd Nur, N. (2020) 'AHP-Consensus Judgement on Transitional Decision-Making: With a Discussion on the Relation towards Open Innovation', *Journal of Open Innovation: Technology, Market, and Complexity*, 6(3), p. 63. Available at: https://doi.org/10.3390/joitmc6030063.

Molina, V. and Moriones, J. (2023) *Uso de la ceniza para la solidificación del concentrado producido por el sistema de tratamiento de ósmosis inversa en una relleno sanitario en el Valle del Cauca, Colombia*. Unidad Central del Valle del Cauca.

Moraes, A., de Souza Marotta Alfaia, R.G. and Carbonelli, J. (2019) 'Landfill leachate treatment in Brazil – An overview', *Journal of Environmental Management*, 232, pp. 110–116. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006.

Noruega, K. and Olivero, J. (2010) 'LOS RELLENOS SANITARIOS EN LATINOAMÉRICA: CASO COLOMBIANO', *Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, física y naturales*, 34(132), pp. 347–356.

Ozdemir, M.S. and Saaty, T.L. (2006) 'The unknown in decision making', *European Journal of Operational Research*, 174(1), pp. 349–359. Available at: https://doi.org/10.1016/j.ejor.2004.12.017.

Parvin, F. and Tareq, S.M. (2021) 'Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment', *Applied Water Science*, 11(6), p. 100. Available at: https://doi.org/10.1007/s13201-021-01431-3.

Pérez, E. (2019) *Comparación de tecnologías de saneamiento separativo por método de análisis multicriterio*. Tesis de maestría. Urdelar.

Poblete, R., Salihogu, K. and Salihogu, güray (2016) 'LANDFILL LEACHATE TREATMENT USING ADVANCED OXIDATION PROCESSES', *Oxidation Communications*, 39(No I-II), pp. 493–502.

Prasad, R. V, Rajesh, R. and Thirumalaikumarasamy, D. (2020) 'Selection of coating material for magnesium alloy using Fuzzy AHP-TOPSIS', *Sādhanā*, 45(1), p. 23. Available at: https://doi.org/10.1007/s12046-019-1261-3.

Rahim Pouran, S., Abdul Aziz, A.R. and Wan Daud, W.M.A. (2015) 'Review on the main advances in photo-Fenton oxidation system for recalcitrant wastewaters', *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, pp. 53–69. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.05.005.

Reina, V. (2011) *Caracterización Química Inorgánica Y Orgánica De Los Lixiviados Del Relleno Sanitario "La Bonanza"*. Universidad Central de Venezuela.

Ren, S. (2004) 'Assessing wastewater toxicity to activated sludge: recent research and developments', *Environment International*, 30(8), pp. 1151–1164. Available at: https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.06.003.

Reshadi, M.A.M. *et al.* (2021) 'The evolving trends of landfill leachate treatment research over the past 45 years', *Environmental Science and Pollution Research*, 28(47), pp. 66556–66574. Available at: https://doi.org/10.1007/s11356-021-14274-x.

Rodríguez, jon (1999) *El método Delphi: una técnica de previsión para la incertidumbre*. Edited by Ariel España. Barcelona .

Rodríguez, A. (2021) 'El análisis multicriterio como herramienta para la selección de alternativas de tratamiento de residuos', *AREA*, 27(2), pp. 1–11.

Rodríguez, Á., Camacho, A.M. and Sebastián, M.Á. (2017) *Empleo de una metodología de juicio de expertos para el desarro-llo de competencias en estudiantes de ingeniería*.

Rozman, K.K., Doull, J. and Hayes, W.J. (2010) *Dose and Time Determining, and Other Factors Influencing, Toxicity*. Third Edit, *Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology, Third Edition: Volume 1*. Third Edit. Elsevier Inc. Available at: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374367-1.00001-X.

Saaty, R.W. (1987) ‘The analytic hierarchy process—what it is and how it is used’, *Mathematical Modelling*, 9(3–5), pp. 161–176. Available at: https://doi.org/10.1016/0270-0255(87)90473-8.

Saaty, T. (1980) *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*.

Saaty, T.L. and Hall, M. (1999) ‘Fundamentals of the Analytic Network Process’.

Sáez, A. and Urdaneta G., J. (2014) ‘Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe’, *Revista Omnia*, 20(3), pp. 121–135.

Spuhler, D., Rengifo, J. and Pulgarin, C. (2010) ‘The effect of Fe2+, Fe3+, H2O2 and the photo-Fenton reagent at near neutral pH on the solar disinfection (SODIS) at low temperatures of water containing Escherichia coli K12’, *Applied Catalysis B: Environmental*, 96(1–2), pp. 126–141. Available at: https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2010.02.010.

Sruthi, T. *et al.* (2018) ‘Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes’, *Chemosphere*, 210, pp. 38–43. Available at: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.172.

Steensen, M. (1997) ‘Chemical oxidation for the treatment of leachate-process comparison and results from full-scale plants’, *Water Science and Technology*, 35(4), pp. 249–256. Available at: https://doi.org/10.2166/wst.1997.0130.

Suarez, R. and Arias, J. (2015) *Caracterización de lixiviados del relleno sanitario Doña Juana*. Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito.

Superintendencia de Servicios públicos Domiciliarios (2019) *Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Sólidos-2018*. Bogotá D.C.

Superintendencia de Servicios públicos Domiciliarios (2023) *Informe Nacional de Disposición Final de Residuos Sólidos-2021*.

Tamru, A.T. and Chakma, S. (2016) ‘Effects of Landfilled MSW Stabilization Stages on Composition of Landfill Leachate : A Review’, *International Journal of Engineering Research & Technology*, 4(03), pp. 1–4. Available at: https://www.ijert.org/research/effects-of-landfilled-msw-stabilization-stages-on-composition-of-landfill-leachate-a-review-IJERTCONV4IS03006.pdf.

THE WORLD BANK (2022) *Solid Waste Management*, *BRIEF*. Available at: https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/brief/solid-waste-management (Accessed: 11 February 2024).

Tkaczyk, A. *et al.* (2021) ‘Daphnia magna model in the toxicity assessment of pharmaceuticals: A review’, *Science of the Total Environment*, 763. Available at: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143038.

Tzeng, G.-H. and Huang, J.-J. (2011) *Multiple Attribute Decision Making*. Chapman and Hall/CRC. Available at: https://doi.org/10.1201/b11032.

Unión Europea (2014) *Enfoque metodológico de la evalución*, *Unión Europea*. Available at: https://capacity4dev.europa.eu/groups/evaluation_guidelines/info/panel-de-expertos (Accessed: 1 August 2023).

Vilar, A. (2015) *Evaluación del tratamiento integral del lixiviado de vertedero de residuos sólidos urbanos*. Tesis Doctoral. Univerisidade da Coruña.

Wang, F. *et al.* (2020) 'Sequential coagulation and Fe0-O3/H2O2 process for removing recalcitrant organics from semi-aerobic aged refuse biofilter leachate: Treatment efficiency and degradation mechanism', *Science of The Total Environment*, 699, p. 134371. Available at: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134371.

World Bank Group (2021) *Climatology Estonia*, *Climate Change Knowledge Portal*. Available at: https://climateknowledgeportal.worldbank.org/country/estonia/climate-data-historical#:~:text=The%20highest%20daily%20temperature%20ever,months%20being%20February%20and%20March (Accessed: 29 January 2024).

Wu, C. *et al.* (2021) 'A review of the characteristics of Fenton and ozonation systems in landfill leachate treatment', *Science of the Total Environment*, 762, p. 143131. Available at: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143131.

Yaranga, jheysonn (2021) *Eficiencia de la oxidación Fenton y Foto Fenton en la remoción de DQO en lixiviados del botadero "El Porvenir", distrito de El Tambo, Huancayo, Junín*. Universidad César Vallejo.

Yepes, V. (2018) *Proceso Analítico Jerárquico (Analytic Hierarchy Process, AHP)*. Available at: https://victoryepes.blogs.upv.es/2018/11/27/proceso-analitico-jerarquico-ahp/ (Accessed: 29 May 2023).

Yin, J. and Zhang, X. (2019) *Technologies for bHRPs and risk control*, *High-Risk Pollutants in Wastewater*. Elsevier Inc. Available at: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816448-8.00010-1.

Yong, Z.J. *et al.* (2018) 'A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation', *Journal of Environmental Management*, 205, pp. 244–252. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.068.

ANEXOS

1. Anexo AHP matrices de expertos

Tabla A1. *Matriz de comparación de pares experto 1*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	5	1	5	5	1	1	1
REM	1/5	1	1	5	1	1	1/5	1
DBO	1	1	1	1	1	1/5	1/5	1/5
pH	1/5	1/5	1	1	1/5	1/5	1/5	1/5
TR	1/5	1	1	5	1	5	5	1
RAT	1	1	5	5	1/5	1	1	1
TX	1	5	5	5	1/5	1	1	1
CT	1	1	5	5	1	1	1	1
Sumatoria	5,6	15,2	20	32	9,6	10,4	9,6	6,4

Tabla A2. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 1*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,179	0,329	0,050	0,156	0,521	0,096	0,104	0,156	19,89%
REM	0,036	0,066	0,050	0,156	0,104	0,096	0,021	0,156	8,56%
DBO	0,179	0,066	0,050	0,031	0,104	0,019	0,021	0,031	6,26%
pH	0,036	0,013	0,050	0,031	0,021	0,019	0,021	0,031	2,78%
TR	0,036	0,066	0,050	0,156	0,104	0,481	0,521	0,156	19,62%
RAT	0,179	0,066	0,250	0,156	0,021	0,096	0,104	0,156	12,85%
TX	0,179	0,329	0,250	0,156	0,021	0,096	0,104	0,156	16,14%
CT	0,179	0,066	0,250	0,156	0,104	0,096	0,104	0,156	13,89%

Tabla A3. *Matriz de comparación de pares experto 2*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	9	5	1	1	3	1	1
REM	1/9	1	1	1	1	1	1	1
DBO	1/5	1	1	1	1	1	1	1
pH	1	1	1	1	1	1	1	1
TR	1	1	1	1	1	1	1	1
RAT	1/3	1	1	1	1	1	1	1
TX	1	1	1	1	1	1	1	1
CT	1	1	1	1	1	1	1	1
Sumatoria	5,6	16,0	12,0	8,0	8,0	10,0	8,0	8,0

Tabla A4. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 2*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,177	0,563	0,417	0,125	0,125	0,300	0,125	0,125	24,45%
REM	0,020	0,063	0,083	0,125	0,125	0,100	0,125	0,125	9,57%
DBO	0,035	0,063	0,083	0,125	0,125	0,100	0,125	0,125	9,77%
pH	0,177	0,063	0,083	0,125	0,125	0,100	0,125	0,125	11,54%
TR	0,177	0,063	0,083	0,125	0,125	0,100	0,125	0,125	11,54%
RAT	0,059	0,063	0,083	0,125	0,125	0,100	0,125	0,125	10,06%
TX	0,177	0,063	0,083	0,125	0,125	0,100	0,125	0,125	11,54%
CT	0,177	0,063	0,083	0,125	0,125	0,100	0,125	0,125	11,54%

Tabla A5. *Matriz de comparación de pares experto 3*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	7	1	5	5	1/5	1	1/5
REM	1/7	1	1	7	7	1/7	1	1/3
DBO	1	1	1	7	1	1	1	1
pH	1/5	1/7	1/7	1	1/5	1/3	1/5	1/5
TR	1/5	1/7	1	5	1	1/5	1/3	1/3
RAT	5	7	1	3	5	1	1/5	1
TX	1	1	1	5	3	5	1	1
CT	5	3	1	5	3	1	1	1
Sumatoria	13,5	20,3	7,1	38,0	25,2	8,9	5,7	5,1

Tabla A6. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 3*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,074	0,345	0,140	0,132	0,198	0,023	0,174	0,039	14,07%
REM	0,011	0,049	0,140	0,184	0,278	0,016	0,174	0,066	11,48%
DBO	0,074	0,049	0,140	0,184	0,040	0,113	0,174	0,197	12,14%
pH	0,015	0,007	0,020	0,026	0,008	0,038	0,035	0,039	2,35%
TR	0,015	0,007	0,140	0,132	0,040	0,023	0,058	0,066	5,99%
RAT	0,369	0,345	0,140	0,079	0,198	0,113	0,035	0,197	18,46%
TX	0,074	0,049	0,140	0,132	0,119	0,563	0,174	0,197	18,11%
CT	0,369	0,148	0,140	0,132	0,119	0,113	0,174	0,197	17,40%

Tabla A7. *Matriz de comparación de pares experto 4*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1	1	1	5	1	7	1/7
REM	1	1	7	1	5	1	5	1
DBO	1	1/7	1	1	1/3	1/3	7	1/7
pH	1	1	1	1	5	1	7	5
TR	1/5	1/5	3	1/5	1	3	7	1/5
RAT	1	1	3	1	1/3	1	7	7
TX	1/7	1/5	1/7	1/7	1/7	1/7	1	1/5
CT	7	1	7	1/5	5	1/7	5	1
Sumatoria	12,3	5,5	23,1	5,5	21,8	7,6	46,0	14,7

Tabla A8. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 4*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,081	0,180	0,043	0,180	0,229	0,131	0,152	0,010	12,59%
REM	0,081	0,180	0,302	0,180	0,229	0,131	0,109	0,068	16,02%
DBO	0,081	0,026	0,043	0,180	0,015	0,044	0,152	0,010	6,89%
pH	0,081	0,180	0,043	0,180	0,229	0,131	0,152	0,340	16,73%
TR	0,016	0,036	0,130	0,036	0,046	0,394	0,152	0,014	10,29%
RAT	0,081	0,180	0,130	0,180	0,015	0,131	0,152	0,477	16,84%
TX	0,012	0,036	0,006	0,026	0,007	0,019	0,022	0,014	1,75%
CT	0,567	0,180	0,302	0,036	0,229	0,019	0,109	0,068	18,89%

Tabla A9. *Matriz de comparación de pares experto 5*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1	1	1/3	1/5	1	1/5	1
REM	1	1	1	1	1/3	1	1/3	1/3
DBO	1	1	1	1	1/3	1	1/3	1/3
pH	3	1	1	1	1/3	1	1/3	1/3
TR	5	3	3	3	1	5	5	1
RAT	1	1	1	1	1/5	1	1	1/3
TX	5	3	3	3	1/5	1	1	1
CT	1	3	3	3	1	3	1	1
Sumatoria	18,0	14,0	14,0	13,3	3,6	14,0	9,2	5,3

Tabla A10. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 5*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,056	0,071	0,071	0,025	0,056	0,071	0,022	0,188	7,00%
REM	0,056	0,071	0,071	0,075	0,093	0,071	0,036	0,063	6,70%
DBO	0,056	0,071	0,071	0,075	0,093	0,071	0,036	0,063	6,70%
pH	0,167	0,071	0,071	0,075	0,093	0,071	0,036	0,063	8,09%
TR	0,278	0,214	0,214	0,225	0,278	0,357	0,543	0,188	28,72%
RAT	0,056	0,071	0,071	0,075	0,056	0,071	0,109	0,063	7,14%
TX	0,278	0,214	0,214	0,225	0,056	0,071	0,109	0,188	16,93%
CT	0,056	0,214	0,214	0,225	0,278	0,214	0,109	0,188	18,72%

Tabla A11. *Matriz de comparación de pares experto 6*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1	1	1	1	1	1/3	1
REM	1	1	1	1	1	1	1	1
DBO	1	1	1	5	1	1	1	1
pH	1	1	1/5	1	1	1/3	1/5	1/5
TR	1	1	1	1	1	3	3	1
RAT	1	1	1	3	1/3	1	1/3	1/3
TX	3	1	1	5	1/3	3	1	5
CT	1	1	1	5	1	3	1/5	1
Sumatoria	10,0	8,0	7,2	22,0	6,7	13,3	7,1	10,5

Tabla A12. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 6*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,100	0,125	0,139	0,045	0,150	0,075	0,047	0,095	9,71%
REM	0,100	0,125	0,139	0,045	0,150	0,075	0,142	0,095	10,88%
DBO	0,100	0,125	0,139	0,227	0,150	0,075	0,142	0,095	13,16%
pH	0,100	0,125	0,028	0,045	0,150	0,025	0,028	0,019	6,51%
TR	0,100	0,125	0,139	0,045	0,150	0,225	0,425	0,095	16,30%
RAT	0,100	0,125	0,139	0,136	0,050	0,075	0,047	0,032	8,80%
TX	0,300	0,125	0,139	0,227	0,050	0,225	0,142	0,475	21,03%
CT	0,100	0,125	0,139	0,227	0,150	0,225	0,028	0,095	13,62%

Tabla A13. *Matriz de comparación de pares experto 7*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1	1	7	5	5	1	1
REM	1	1	1	5	5	1	1	1
DBO	1	1	1	7	5	1	5	1
pH	1/7	1/5	1/7	1	1/5	1/5	1/5	1/5
TR	1/5	1/5	1/5	5	1	1/5	1/5	1/5
RAT	1/5	1	1	5	5	1	1/5	1
TX	1	1	1/5	5	5	5	1	1/5
CT	1	1	1	5	5	1	5	1
Sumatoria	5,5	6,4	5,5	40,0	31,2	14,4	13,6	5,6

Tabla A14. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 7*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,180	0,156	0,180	0,175	0,160	0,347	0,074	0,179	18,15%
REM	0,180	0,156	0,180	0,125	0,160	0,069	0,074	0,179	14,05%
DBO	0,180	0,156	0,180	0,175	0,160	0,069	0,368	0,179	18,35%
pH	0,026	0,031	0,026	0,025	0,006	0,014	0,015	0,036	2,23%
TR	0,036	0,031	0,036	0,125	0,032	0,014	0,015	0,036	4,06%
RAT	0,036	0,156	0,180	0,125	0,160	0,069	0,015	0,179	11,51%
TX	0,180	0,156	0,036	0,125	0,160	0,347	0,074	0,036	13,93%
CT	0,180	0,156	0,180	0,125	0,160	0,069	0,368	0,179	17,72%

Tabla A15. *Matriz de comparación de pares experto 8*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1/5	1	1/3	3	1/3	1/5	1/5
REM	5	1	5	3	3	1/3	1/7	1/3
DBO	1	1/5	1	1/3	1/3	1/3	1/7	1/3
pH	3	1/3	3	1	5	3	1/3	3
TR	1/3	1/3	3	1/5	1	3	1/5	1
RAT	3	3	3	1/3	1/3	1	1	1/5
TX	5	7	7	3	5	1	1	7
CT	5	3	3	1/3	1	5	1/7	1
Sumatoria	23,3	15,1	26,0	8,5	18,7	14,0	3,2	13,1

Tabla A16. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 8*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,043	0,013	0,038	0,039	0,161	0,024	0,063	0,015	4,96%
REM	0,214	0,066	0,192	0,352	0,161	0,024	0,045	0,026	13,50%
DBO	0,043	0,013	0,038	0,039	0,018	0,024	0,045	0,026	3,08%
pH	0,129	0,022	0,115	0,117	0,268	0,214	0,105	0,230	15,01%
TR	0,014	0,022	0,115	0,023	0,054	0,214	0,063	0,077	7,29%
RAT	0,129	0,199	0,115	0,039	0,018	0,071	0,316	0,015	11,29%
TX	0,214	0,465	0,269	0,352	0,268	0,071	0,316	0,536	31,14%
CT	0,214	0,199	0,115	0,039	0,054	0,357	0,045	0,077	13,75%

Tabla A17. *Matriz de comparación de pares experto 9*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1	1/3	5	1	1/5	1	1/5
REM	1	1	1	1	1	5	1/3	1/3
DBO	3	1	1	1/3	1/5	1/7	1/7	1/7
pH	1/5	1	3	1	1/7	1/7	1/7	1/7
TR	1	1	5	7	1	1/3	1/9	1
RAT	5	1/5	7	7	3	1	1/9	1
TX	1	3	7	7	9	9	1	1
CT	5	3	7	7	1	1	1	1
Sumatoria	17,2	11,2	31,3	35,3	16,3	16,8	3,8	4,8

Tabla A18. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 9*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,058	0,089	0,011	0,142	0,061	0,012	0,260	0,042	8,43%
REM	0,058	0,089	0,032	0,028	0,061	0,297	0,087	0,069	9,03%
DBO	0,174	0,089	0,032	0,009	0,012	0,008	0,037	0,030	4,91%
pH	0,012	0,089	0,096	0,028	0,009	0,008	0,037	0,030	3,86%
TR	0,058	0,089	0,160	0,198	0,061	0,020	0,029	0,208	10,28%
RAT	0,291	0,018	0,223	0,198	0,184	0,059	0,029	0,208	15,12%
TX	0,058	0,268	0,223	0,198	0,551	0,535	0,260	0,208	28,76%
CT	0,291	0,268	0,223	0,198	0,061	0,059	0,260	0,208	19,61%

Tabla A19. *Matriz de comparación de pares experto 10*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1/5	1	1/5	1/3	1	1	1
REM	5	1	7	5	1	5	3	1
DBO	1	1/7	1	3	1/7	1/5	1	1/5
pH	5	1/5	1/3	1	1/3	1/3	5	1
TR	3	1	7	3	1	5	5	1
RAT	1	1/5	5	3	1/5	1	1	1/3
TX	1	1/3	1	1/5	1/5	1	1	1/5
CT	1	1	5	1	1	3	5	1
Sumatoria	18,0	4,1	27,3	16,4	4,2	16,5	22,0	5,7

Tabla A20. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 10*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,056	0,049	0,037	0,012	0,079	0,060	0,045	0,174	6,41%
REM	0,278	0,245	0,256	0,305	0,238	0,302	0,136	0,174	24,19%
DBO	0,056	0,035	0,037	0,183	0,034	0,012	0,045	0,035	5,46%
pH	0,278	0,049	0,012	0,061	0,079	0,020	0,227	0,174	11,26%
TR	0,167	0,245	0,256	0,183	0,238	0,302	0,227	0,174	22,41%
RAT	0,056	0,049	0,183	0,183	0,048	0,060	0,045	0,058	8,53%
TX	0,056	0,082	0,037	0,012	0,048	0,060	0,045	0,035	4,68%
CT	0,056	0,245	0,183	0,061	0,238	0,181	0,227	0,174	17,07%

Tabla A21. *Matriz de comparación de pares experto 11*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	5	1	1	1/3	1	5	1
REM	1/5	1	1	1/5	1/3	1/3	1	1
DBO	1	1	1	1/5	1/5	3	1/5	1/5
pH	1	5	5	1	7	3	3	1
TR	3	3	5	1/7	1	1/3	3	1
RAT	1	3	1/3	1/3	3	1	7	3
TX	1/5	1	5	1/3	1/3	1/7	1	1
CT	1	1	5	1	1	1/3	1	1
Sumatoria	8,4	20,0	23,3	4,2	13,2	9,1	21,2	9,2

Tabla A22. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 11*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,119	0,250	0,043	0,238	0,025	0,109	0,236	0,109	14,11%
REM	0,024	0,050	0,043	0,048	0,025	0,036	0,047	0,109	4,77%
DBO	0,119	0,050	0,043	0,048	0,015	0,328	0,009	0,022	7,92%
pH	0,119	0,250	0,214	0,238	0,530	0,328	0,142	0,109	24,12%
TR	0,357	0,150	0,214	0,034	0,076	0,036	0,142	0,109	13,97%
RAT	0,119	0,150	0,014	0,079	0,227	0,109	0,330	0,326	16,94%
TX	0,024	0,050	0,214	0,079	0,025	0,016	0,047	0,109	7,05%
CT	0,119	0,050	0,214	0,238	0,076	0,036	0,047	0,109	11,11%

Tabla A23. *Matriz de comparación de pares experto 12*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1	1	5	3	1	1	1/7
REM	1	1	1	5	1	5	3	1
DBO	1	1	1	5	1/3	1/5	1/5	1/3
pH	1/5	1/5	1/5	1	1/7	1/7	1/7	1/7
TR	1/3	1	3	7	1	1/5	1/5	1/7
RAT	1	1/5	5	7	5	1	1/3	1/3
TX	1	1/3	5	7	5	3	1	1
CT	7	1	3	7	7	3	1	1
Sumatoria	12,5	5,7	19,2	44,0	22,5	13,5	6,9	4,1

Tabla A24. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 12*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,080	0,174	0,052	0,114	0,133	0,074	0,145	0,035	10,09%
REM	0,080	0,174	0,052	0,114	0,044	0,369	0,436	0,244	18,93%
DBO	0,080	0,174	0,052	0,114	0,015	0,015	0,029	0,081	7,00%
pH	0,016	0,035	0,010	0,023	0,006	0,011	0,021	0,035	1,96%
TR	0,027	0,174	0,156	0,159	0,044	0,015	0,029	0,035	7,99%
RAT	0,080	0,035	0,260	0,159	0,222	0,074	0,048	0,081	12,00%
TX	0,080	0,058	0,260	0,159	0,222	0,222	0,145	0,244	17,39%
CT	0,559	0,174	0,156	0,159	0,311	0,222	0,145	0,244	24,64%

Tabla A25. *Matriz de comparación de pares experto 13*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT
DQO	1	1	1	5	3	1	3	1/5
REM	1	1	1/3	7	1	3	1	1
DBO	1	3	1	3	3	1	1	1
pH	1/5	1/7	1/3	1	1/7	1/5	1/5	1/7
TR	1/3	1	1/3	7	1	1/3	1/3	1/5
RAT	1	1/3	1	5	3	1	5	1/3
TX	1/3	1	1	5	3	1/5	1	1/7
CT	5	1	1	7	5	3	7	1
Sumatoria	9,9	8,5	6,0	40,0	19,1	9,7	18,5	4,0

Tabla A26. *Matriz de comparación de pares normalizada experto 13*

	DQO	REM	DBO	pH	TR	RAT	TX	CT	Pesos (%)
DQO	0,101	0,118	0,167	0,125	0,157	0,103	0,162	0,050	12,28%
REM	0,101	0,118	0,056	0,175	0,052	0,308	0,054	0,249	13,91%
DBO	0,101	0,354	0,167	0,075	0,157	0,103	0,054	0,249	15,74%
pH	0,020	0,017	0,056	0,025	0,007	0,021	0,011	0,036	2,40%
TR	0,034	0,118	0,056	0,175	0,052	0,034	0,018	0,050	6,71%
RAT	0,101	0,039	0,167	0,125	0,157	0,103	0,270	0,083	13,06%
TX	0,034	0,118	0,167	0,125	0,157	0,021	0,054	0,036	8,88%
CT	0,507	0,118	0,167	0,175	0,261	0,308	0,378	0,249	27,03%

2. Anexo de costos

Considerando la aplicación de los procesos de tratamiento a escala industrial, se definieron los precios de los insumos químicos en calidad comercial, concentraciones y precios se pueden observar en la Tabla .

Tabla A27. *Resumen de concentraciones y precios de cada uno de los insumos químicos utilizados (recuperado de: kaiteda.en.made-in-china.com 1,2,4,5; my.indiamart.com 3)*

No.	Insumo químico	Concentración	Precio
1	Ácido sulfúrico (H_2SO_4)	98% masa/masa	180 USD / 980kg
2	Peróxido de hidrógeno (H_2O_2)	50% masa	580 USD / 1200 kg H_2O_2 50%
3	Soda cáustica (NaOH)	Considerada pura	303,43 USD / ton
4	Sulfato de hierro ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)	98% masa	90 USD / 980 kg
5	Cloruro férrico ($FeCl_3$)	96% masa	900 USD / 960 kg

El cálculo de los costos asociados al tratamiento combinado se llevó a cabo comprendiendo un esquema de tratamiento de acuerdo con un volumen de control equivalente para ambas tecnologías (1,5 L), esto debido a la diferencia de volúmenes tratados entre ozonización y Fenton (0,3 L y 0,5 L respectivamente), tal como se puede apreciar en la Figura . De esta forma, se integró el cálculo de costo unitario (unidad de tratamiento según tecnología) a dos bloques divididos entre ozonización (5 unidades) y Fenton (3 unidades), logrando de esta forma calcular un costo asociado a la remoción de DQO de 8,175 USD/kg. Por otra parte, la toxicidad mejoró desde 0,027 hasta 0,05 (3% aproximadamente), y el índice DBO/DQO desde 0,44 hasta 0,5 (6%) (Goi, Veressinina y Trapido, 2009).

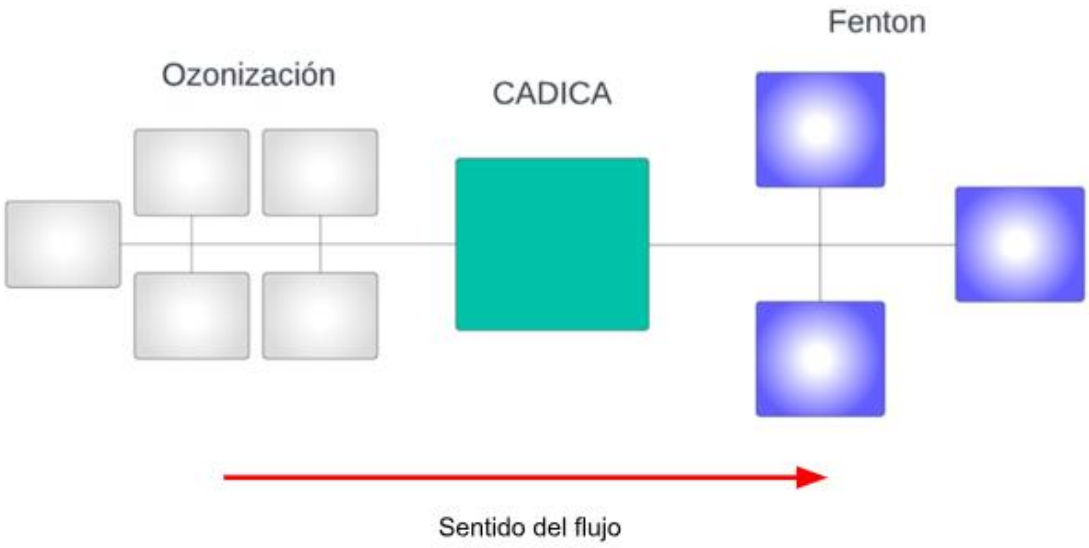


Figura A1. *Esquema de tratamiento de la alternativa combinada Ozono-Fenton. Consiste en un volumen de control de 1,5 L, distribuido en 5 reactores de 0,3 L y 3 de 0,5 L para la aplicación de ozonización y Fenton respectivamente*

De la misma forma que para la tecnología ozono-Fenton, se recurrió a un esquema de tratamiento compuesto de 3 unidades de tratamiento para Fenton y 5 unidades para ozonización (volumen de control de 1,5 L) tal como se puede apreciar en la Figura, lo que permitió calcular el costo asociado al tratamiento por kilogramo de DQO removido (según la eficiencia general del sistema, que es 76%), el cual fue de 5,732 USD/kg.

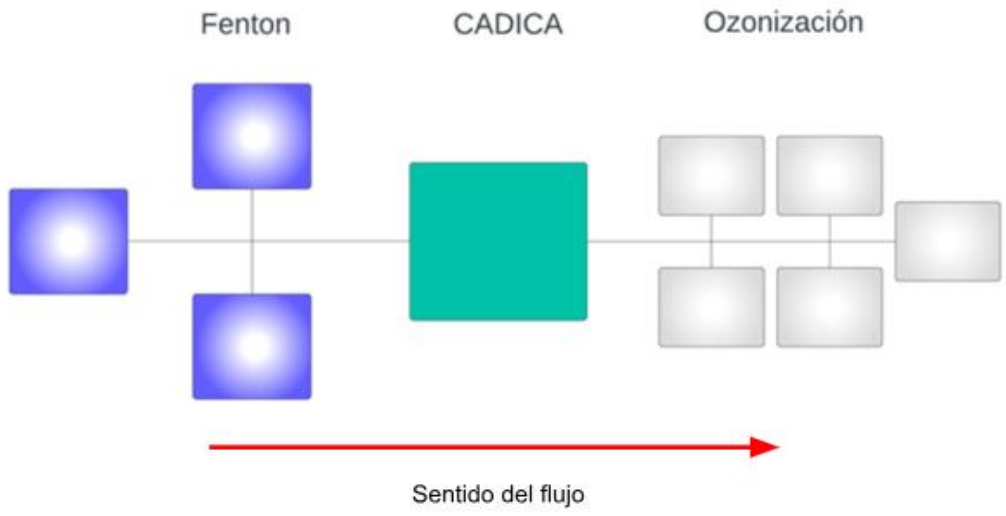


Figura A2. *Esquema de tratamiento de la alternativa combinada Fenton- Ozono. Consiste en un volumen de control de 1,5 L, distribuido en 3 reactores de 0,5 L y 5 de 0,3 L para la aplicación de Fenton y ozonización respectivamente*

El esquema de tratamiento para este caso consistió en 5 unidades de tratamiento de coagulación y 6 unidades para Fenton, comprendiendo un sistema de 3 L de volumen tratado, así como se puede apreciar en la Figura . Teniendo en cuenta la eficiencia de remoción de DQO general (70%), el costo asociado al tratamiento por kilogramo de DQO removido fue de 3,147 USD/kg. Por otra parte, la toxicidad y el índice DBO/DQO mejoró desde 0,027 hasta 0,059 y desde 0,44 hasta 0,65, respectivamente (Goi, Veressinina y Trapido, 2009).

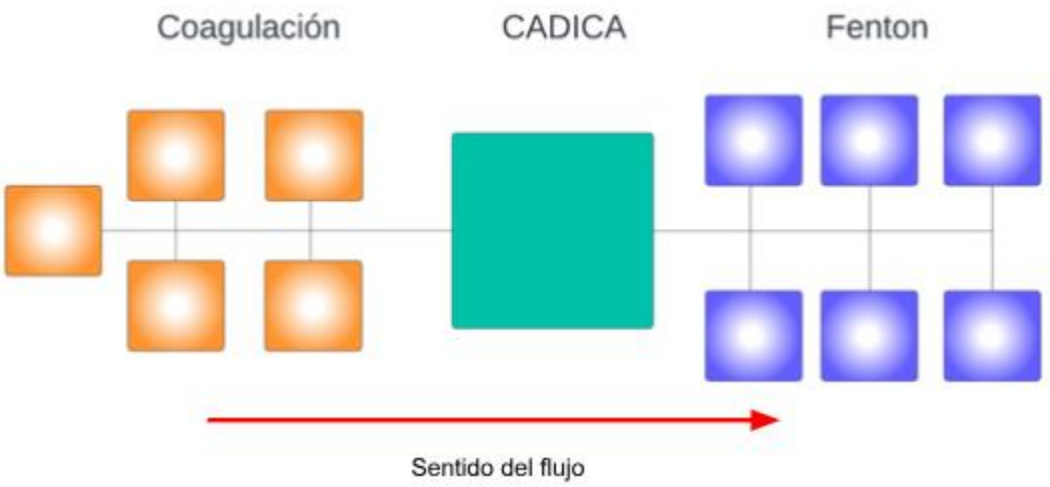


Figura A3. *Esquema de tratamiento de la alternativa combinada Coagulación-Fenton. Consiste en un volumen de control de 3 L, distribuido en 5 reactores de 0,6 L y 6 de 0,5 L para la aplicación de coagulación y Fenton respectivamente*

Tabla A28. *Análisis de costos de implementación de tecnologías, según el consumo de energía eléctrica y el uso de insumos químicos. Resultados presentados en dólares estadounidenses (USD) y USD / kg DQO removido*

Tecnologia	Razones de costo	Insumo 1	Insumo 2	Insumo 3	Insumo 4	Insumo 5	Insumo 6	COSTO TRATAMIENTO	Costo tratamiento por kilogramo de COD
Ozonization	Aproximately energy consumption for ozonization =	0,3 L volumen control Ozone flux: 42 mg/L 1,0 L/min 42 mg/min = 2,52 g/h 60 W = 0,060 kW 240 min = 4 h E consumida = 0,24 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD Costo = 0,06214 USD/kWh * 0,24 kWh = 0,01491 USD	H2SO4 pH=11 a pH=8,1 1,537 g H2SO4 180 USD/980 kg 0,0002823 USD	NaOH pH=8,1 a pH=11 1,252 g NaOH 303,43 USD/ton NaOH solida 0,000380 USD				$ 0,01557	8,002 USD/kg
Fenton	Costo por insumos químicos 0,5 L leachate H2O2:CODraw = 2:1 H2O2:Fe2+ = 10:1 CODraw = 14000 mg/L W COD = 7000 mg	1N H2SO4 = 0,5M H2SO4 pH0 = 8,1 ; pH 1 = 4,5 0,06225 L H2SO4 0,5 M 62,25 mL H2SO4 0,5M 3,060 g H2SO4 980 kg H2SO4 = 180 USD 0,00056 USD	H2O2:CODraw = 2:1 H2O2 = 14000 mg = 14 g 1200 kg H2O2 50% = $580 14 g H2O2 / 0,5 = 28 g H2O2 50% 28 g H2O2 50% = 0,01353 USD	FeSO4•7H2O H2O2/Fe2+ = 10/1 0,41176 mol H2O2 / 0,041176 mol Fe2+ 11,45 g FeSO4•7H2O 90 USD / ton 0,00105 USD	NaOH pH=2,3 a pH=8,1 2,5834 g NaOH 303,43 USD/ton NaOH 0,00078 USD			$ 0,01592	3,203 USD/kg
Ozonation + Fenton	Aproximately energy consumption for ozonization + costo insumos químicos	0,3 L volumen control Ozone flux: 42 mg/L 1,0 L/min 42 mg/min = 2,52 g/h 60 W = 0,060 kW 240 min = 4 h E consumida = 0,24 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD Costo = 0,06214 USD/kWh * 0,24 kWh = 0,01491 USD	H2SO4 pH=9 a pH=4,5 6,399 g H2SO4 180 USD/980 kg H2SO4 0,00118 USD	NaOH pH=2,3 a pH=8,1 2,5834 g NaOH 303,43 USD/ton NaOH 0,00078 USD	FeSO4•7H2O 8,24 g FeSO4•7H2O 90 USD / 980 kg 0,00076 USD	Volumen = 0,5 L H2O2:COD = 2:1 H2O2 = 10080 mg = 10,08 g 1200 kg H2O2 50% = $580 10,08 g H2O2 / 0,5 = 20,16 g H2O2 50% 20,16 g H2O2 50% = 0,00975 USD		$ 0,02738	8,175 USD/kg
Fenton + Ozonation	Fenton 3 + ozono H2O2/COD = 1/1 H2O2/Fe2+ = 10/1	0,5 L leachate (Fenton) H2O2:CODraw = 1:1 CODraw = 14000 mg/L W COD = 7000 mg W H2O2 = 7000 mg = 7 g 1200 kg H2O2 50% = $580 7 g H2O2 = 0,00677 USD	pH0 = 8,1 ; pH 1 = 4,5 0,06225 L H2SO4 0,5 M 62,25 mL H2SO4 0,5M 3,060 g H2SO4 980 kg H2SO4 = 180 USD 0,00056 USD	NaOH pH=2,3 a pH=8,1 2,5834 g NaOH 303,43 USD/ton NaOH 0,00078 USD	0,3 L volumen control 60 W = 0,060 kW 240 min = 4 h E consumida = 0,24 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD a 5000 COP/USD Costo1 = 0,06214 USD/kWh * 0,24 kWh = 0,01491 USD Costo2 = 0,05469 USD/kWh*0,24 kWh = 0,01312 USD	FeSO4•7H2O 5,7244 g FeSO4•7H2O 90 USD / 980 kg 0,00052 USD		$ 0,02175	6,136 USD/kg
Coagulation + Fenton	FeCl3 Fenton 4 H2O2:CODraw = 2:1 H2O2/Fe2+ = 5/1	Jar tester mixer 20 W - t = 31 min E consumida = 0,01033 kWh 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD Costo = 0,06214 USD/kWh * 0,01033 kWh = 0,00064 USD	FeCl3 900 USD/ton 96% pureza 900 USD/960 kg 700 mg/L - 0,6L => 0,42 g FeCl3 0,000394 USD	3,060 g H2SO4 180 USD/980 kg H2SO4 0,00056 USD	NaOH pH=2,3 a pH=8,1 2,5834 g NaOH 303,43 USD/ton NaOH 0,00078 USD	H2O2:CODraw = 2:1 H2O2 = 11900 mg = 11,9 g 1200 kg H2O2 50% = $580 11,9 g H2O2 / 0,5 = 23,8 g H2O2 50% 23,8 g H2O2 50% = USD 0,01150 USD	FeSO4•7H2O H2O2/Fe2+ = 5/1 0,41176 mol H2O2 / 0,082352 mol Fe2+ 19,455 g FeSO4•7H2O 90 USD / 980 kg 0,00179 USD	$ 0,01566	3,147 USD/kg
Dark-Fenton oxidation	0,5 L lixiviado, 50% H2O2, Ferrous sulfate, Fe2+:H2O2 = 1:5, H2SO4 (pH 7,8 a 3), NaOH (pH 3 a 7,5) Mass ratio CODraw:H2O2 = 1:1	Acidificación pH=7,8 a pH=3 2,650 g H2SO4 180 USD/980 kg H2SO4 0,00049 USD	FeSO4•7H2O 1,60 g FeSO4•7H2O 90 USD / 980 kg 0,00015 USD	H2O2:CODraw = 1:1 H2O2 = (1962 mg/L)*0,5L*1g/1000mg = 0,981 g 1200 kg H2O2 50% = $580 580 USD = 600 kg H2O2 0,981 g H2O2 = 0,00095 USD	NaOH pH=3 a pH=7,5 2,106 g NaOH 303,43 USD/ton NaOH 0,00064 USD			$ 0,00223	4,281 USD/kg
Solar photo-Fenton oxidation	Energy pumping (0,37 kW) 500 mL leachate sample H2SO4 (pH 7,8 a 3) 50% NaOH (pH 3 a 7,5) Fe2+:H2O2 = 1:5 Mass ratio CODraw:H2O2 = 1:1	Energy pumping: 0,37 kW - t = 60 min 273,43 COP/kWh - 4400 COP/USD Costo = 0,06214 USD/kWh * 0,37 kWh = 0,02299 USD	Acidificación pH=7,8 a pH=3 2,650 g H2SO4 180 USD/980 kg H2SO4 0,00049 USD	FeSO4•7H2O 1,60 g FeSO4•7H2O 90 USD / 980 kg 0,00015 USD	H2O2:CODraw = 1:1 H2O2 = (1962 mg/L)*0,5L*1g/1000mg = 0,981 g 1200 kg H2O2 50% = $580 580 USD = 600 kg H2O2 0,981 g H2O2 = 0,00095 USD	NaOH pH=3 a pH=7,5 2,106 g NaOH 303,43 USD/ton NaOH 0,00064 USD		$ 0,02522	27,095 USD/kg